



VALORIZAÇÃO AGRÍCOLA DE CINZA DA CO-COMBUSTÃO DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR E BIOMASSA LENHOSA

PAULO VALÉRIO VARELA PITA

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia Agronómica

Orientador: Professor Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro

Co-orientador: Professor Doutor Ernesto José de Melo Pestana de Vasconcelos

Juri:

Presidente: Doutor Ernesto José de Melo Pestana de Vasconcelos. Professor Catedrático do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Fernanda Maria Miranda Cabral. Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Doutor Fernando Manuel Girão Monteiro. Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro. Professor Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Lisboa, 2009

Aos meus pais e ao meu irmão

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, o meu especial agradecimento vai para os meus orientadores, o Professor Doutor Henrique Manuel Filipe Ribeiro e o Professor Doutor Ernesto José de Melo Pestana de Vasconcelos, por terem aceitado e acreditado no tema que propus e pelo apoio incontestável prestado ao longo desta tese.

Agradeço também aos técnicos do Departamento de Química Agrícola e Ambiental DQAA/ISA, nomeadamente o Sr. Carlos Manuel Simões Fonseca, à Sr.^a Maria Isabel Almeida Pina Vaz de Carvalho, à Sr.^a Maria Madalena Quelhas Simão e a Sr.^a Maria de Lurdes Soares Carapinha Moreira, pela ajuda, assim como a atenção e o tempo dispensado ao longo deste trabalho.

Expresso um especial agradecimento ao Eng.^o Miguel Rodrigues e à Eng.^a Maria Moura da Direcção Regional de Agricultura e Desenvolvimento Rural da Madeira e ao Eng.^o Celso do Engenho Novo da Madeira pela ajuda facultada na recolha de materiais para a tese.

Agradeço à Vera, pelo seu amor, carinho e compreensão, pois sem ela esta última fase do meu percurso académico seria bem mais difícil.

E finalmente uma palavra especial aos meus amigos o Miguel, Alexandre, Brum, Erika, Diana e Sofia, pela amizade e momentos de camaradagem memoráveis durante todos estes anos de faculdade. Jamais vos esquecerei!

RESUMO

De modo a avaliar o potencial de substituição dos calcários agrícolas por cinzas resultantes da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar com biomassa lenhosa, realizou-se um ensaio laboratorial de incubação e um ensaio de vegetação em vasos com a cultura do milho (*Zea mays* L. cv. Moncada), recorrendo a dois solos ácidos e três correctivos alcalinizantes, nomeadamente cinza, calcário calcítico e calcário dolomítico, aplicados em doses equivalentes de CaCO_3 .

Os resultados demonstram que a cinza aumentou e estabilizou o pH dos solos mais rapidamente que os calcários. A aplicação de cinza conduziu à maior produção de biomassa observada comparativamente aos restantes tratamentos. Por outro lado, gerou um aumento significativo do P e K absorvido pelas plantas bem como do P e K extraível do solo. Assim, a cinza pode ser encarada simultaneamente como correctivo alcalinizante e fertilizante fosfopotássico.

A aplicação de cinza influenciou as proporções entre K e Ca+Mg no complexo de troca, o que pode conduzir a desequilíbrios nutritivos ou à deterioração dos colóides. Observou-se a ocorrência de um sinergismo K- NO_3 e dos antagonismos K-Ca e K-Mg. No solo a cinza melhorou a relação Ca/Mg e proporcionou um enriquecimento em micronutrientes com um baixo risco de contaminação por elementos vestigiais.

Palavras-chave: Cinza de biomassa, correctivo alcalinizante, fertilizante, absorção de nutrientes, sinergismo e antagonismo.

ABSTRACT

Ashes from joint combustion of sugar cane bagasse and wood were used as potential substitutes of conventional agricultural limestones for soil acidity neutralization. An incubation study and a pot experiment with corn (*Zea mays* L. cv. Moncada) were conducted, both using two acid soils and three alkaline materials, ash, agricultural calcitic limestone and agricultural dolomitic limestone, applied in CaCO_3 equivalents.

Results shown that on ash-amended soils, pH increased and stabilised quicker than in limestone-amended soils. The application of ash resulted in the greater biomass yield compared to other treatments. Ash application generated a significant increase on corn uptake as well as on soil extractable P and K content, more than limestone or control treatments. Therefore, ash can be considered both as liming material and PK fertilizer.

The application of ash influenced the proportions of K and Ca+Mg in the exchange complex of the soil, which can lead to nutritional imbalances or to the deterioration of the colloids. The occurrence of a synergism K- NO_3 and K-Ca and K-Mg antagonisms were observed. In the soil ash improved the Ca/Mg ratio and provided micronutrient enrichment with low risk of contamination by trace elements.

Keywords: Biomass ash, liming materials, fertilizer, nutrient uptake, synergism and antagonism.

EXTENDED ABSTRACT

The objective of this work was to study the effect of ash from joint combustion of sugar cane bagasse and wood on the properties of two acid soils, in order to evaluate its potential use as alternative-liming materials and the eventual constraints to its utilization. Two experiments were conducted, a laboratorial incubation study and a pot experiment with corn (*Zea mays* L. cv. Moncada), both using two acid soils, a Haplic Cambisol (Eutric) and a Haplic Arenosol (Dystric) (FAO classification) and three alkaline amendments: ash, agricultural calcitic limestone and agricultural dolomitic limestone applied in CaCO_3 equivalents.

The laboratory incubation was installed on May 20 and conducted during 56 days using both soils, five application rates [0.0, 0.5, 1.0, 2.0 and 4.0 g CaCO_3 equivalent (CCE) per kg of soil] of each alkaline amendment, and 4 replications per treatment. After the incubation setup, soil pH was measured at days 1, 7, 14, 28, and 56. At the end of the experiment, soil exchangeable cations and extractable phosphorus and potassium were quantified.

Based on the results of the incubation study, a pot experiment in a greenhouse was preformed. The dose of alkaline material used in the pot experiment was the one that allowed achieving a target pH between 6 and 7 in the laboratorial incubation: 2.0 g CCE kg^{-1} for the Cambisol, and 0.5 g CCE kg^{-1} for the Arenosol. Pots were filled with 4 kg of soil for Cambisol and 5 kg for Arenosol, mixed with the correspondent amount of alkaline amendments. Control treatments (soil without amendment) were also performed. Corn was seeded in July 9 and plants were harvested 38 days after. At the end of the experiment, soil exchangeable cations and extractable phosphorus, potassium, iron, copper, zinc and manganese were quantified. Nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, sodium, iron, copper, zinc and manganese were quantified from plant biomass.

Results shown that on ash-amended soils, pH raised and stabilised quicker than on limestone-amended soils, which makes ash use advisable when fast soil acidity neutralization is required. Ash application generated a significant increase on corn uptake as well as on soil extractable P and K content, higher than limestone or control treatments. Therefore, ash can also be considered both as liming material and PK fertilizer.

The increasing ash application rates raised the concentration of all exchangeable cations, whilst dolomitic limestone only increased exchangeable Ca and Mg and calcitic limestone only increased the exchangeable Ca.

The increase of potassium availability by the application of ash generated an imbalance between K and Ca+Mg, which in field conditions can lead to imbalanced plant nutrition (K-Ca or K-Mg antagonisms) or to a deterioration of aggregate stability by the excess of monovalent cations.

The uptake and Ca content on corn biomass was lower on ash-treated soils, mainly due to the excess of K applied by this material, leading to an antagonistic effect promoted by the utilization of a monocotyledon specie. Antagonism promoted by K was also observed in Mg uptake. Ash application also promoted K-NO₃⁻ synergism on the Cambisol.

Ash had a positive effect on the exchangeable Ca/Mg ratio, which was more pronounced on the Arenosol, reducing the ratio to the adequate range (2.6 – 4). In the Cambisol, ash application improved the Ca/Mg ratio, although, since the soil had an initial low ratio, the target values were not achieved. In this soil only calcitic limestone led to the range considered adequate for exchangeable Ca/Mg ratio.

The heavy metals content in ash was very low. As a consequence, metals do not seem to be a limiting factor for its application to land.

Results shown that corn plants growing on ash-amended soils had greater biomass production than those growing on limestone or control treatments. This is probably due to the higher soil pH values achieved at the end of the experiments in ash treatments and also due to the variety of plant nutrients supplied by ash.

In the future, besides its neutralising value, the application of ashes from joint combustion of sugar cane bagasse and wood to the soil, must take in consideration ash composition and the amended soil properties, in order to not disturb the soil nutrients balances nor contribute to soil physical properties degradation.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ÍNDICE DE QUADROS	X
LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	XII
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	2
2.1. CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR NA MADEIRA	2
2.1.1. História da cultura	2
2.1.2. Produção e processamento	3
2.2. BIOMASSA COMO COMBUSTÍVEL	4
2.2.1. Bagaço de Cana-de-açúcar	5
2.2.2. Biomassa lenhosa	6
2.3. CINZA DE BIOMASSA	6
2.3.1. Classificação das cinzas	9
2.3.2. Factores condicionantes das características da cinza	10
2.3.2.1. Cloro	10
2.3.2.2. Temperatura de Incineração	12
2.3.2.3. Tipo de Biomassa	14
2.3.3. Principais características da cinza	14
2.3.3.1. Mineralogia	14
2.3.3.2. Alcalinidade	16
2.3.3.3. Granulometria	19
2.3.3.4. Aglomeração e endurecimento natural	20
2.3.3.5. Macronutrientes	22
2.3.3.6. Micronutrientes e elementos vestigiais	24
2.3.4. Cinza de Bagaço de Cana-de-açúcar	27
2.3.5. Cinza de biomassa lenhosa	30
3. MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1. SOLO	32
3.2. CINZA E CALCÁRIOS AGRÍCOLAS	33
3.3. ENSAIO LABORATORIAL DE INCUBAÇÃO	34
3.4. ENSAIO DE VEGETAÇÃO EM VASOS	36
3.5. MÉTODOS ANALÍTICOS	37
3.5.1. Análise de terras	37
3.5.2. Análise dos correctivos alcalinizantes e plantas	38
3.6. ANÁLISE ESTATÍSTICA	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39

4.1.	ENSAIO LABORATORIAL DE INCUBAÇÃO	39
4.1.1.	Evolução do pH	39
4.1.2.	Bases de troca	45
4.1.3.	Fósforo e potássio extraíveis	52
4.2.	ENSAIO DE VEGETAÇÃO EM VASOS	53
4.2.1.	Produção de biomassa	53
4.2.2.	Concentração de nutrientes na biomassa e quantidades exportadas	56
4.2.2.1.	Azoto, fósforo e potássio	56
4.2.2.2.	Cálcio, magnésio e sódio	60
4.2.2.3.	Micronutrientes – Ferro, Manganês, Cobre e Zinco	62
4.2.3.	Características químicas do solo no final do ensaio	65
4.2.3.1.	pH	65
4.2.3.2.	Bases de troca	66
4.2.3.3.	Fósforo e potássio extraíveis	68
4.2.3.4.	Micronutrientes extraíveis – Ferro, Manganês, Cobre e Zinco	70
5.	CONCLUSÕES	72
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
ANEXO 1	II
ANEXO 2	VI
ANEXO 3	VIII
ANEXO 4	XII
ANEXO 5	XIV
ANEXO 6	XVI
ANEXO 7	XVIII
ANEXO 8	XXI

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição média (%) dos elementos entre as diferentes fracções de cinza numa incineradora de palhas de gramíneas (Oberberger <i>et al.</i> , 1997).....	8
Figura 2 - Diferentes fracções da cinza produzidas numa central incineradora de biomassa (Oberberger <i>et al.</i> , 1997).....	10
Figura 3 - Fracções gasosas de seis cloretos de metais pesados. As pressões de vapor dos respectivos óxidos são inferiores em várias ordens de magnitude, daí que apenas o PbO e CdO sejam visíveis no gráfico (Adam <i>et al.</i> , 2009).	10
Figura 4 - Distribuição média do cloro e enxofre nos gases de combustão e nas diferentes fracções da cinza numa central incineradora de palhas (Oberberger <i>et al.</i> , 1997).....	11
Figura 5 - Distribuição dos metais pesados após o tratamento termoquímico das cinzas de lamas residuais urbanas com $MgCl_2$ ($150g\ Cl\ kg^{-1}$ cinza) a $1000^{\circ}C$, durante um período 30 minutos (Adams <i>et al.</i> , 2009).....	12
Figura 6 - Padrão de difracção de raios X da cinza do bagaço de cana-de-açúcar (Cordeiro <i>et al.</i> , 2009a).....	15
Figura 7 - Concentração de alguns elementos vestigiais na cinza de lenha de oliveira em função da temperatura de incineração (Vamvuka & Zografos, 2004).	24
Figura 8 - Libertação de metais pesados de cinzas de biomassa em função do pH. (Zhan <i>et al.</i> , 1996).....	26
Figura 9 - Evolução dos valores de pH em cada correctivo aplicado ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.	40
Figura 10 - Evolução dos valores do pH em cada dose dos três correctivos aplicados aos solos Litólico e no solo Podzolizado.	42
Figura 11 - Valores de pH resultantes de doses crescentes de correctivo aplicados ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.	44
Figura 12 - Bases de troca em cada dose dos de três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.	46
Figura 13 - Soma das Bases de Troca (SBT) em cada dose dos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.	48
Figura 14 - Proporção das bases de troca em relação à SBT, proporcionada pelos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.	49
Figura 15 - Razão cálcio/magnésio no complexo de troca em cada dose dos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.....	51
Figura 16 - Fósforo e potássio extraíveis em cada dose dos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.	53

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 - Análise elementar e poder calorífico do bagaço de cana-de-açúcar.	5
Quadro 2 - Análise elementar e poder calorífico do salgueiro, do choupo híbrido e do eucalipto.	6
Quadro 3 - Análise por difracção de raios X da cinza de biomassa lenhosa, mostrando a intensidade relativa do pico mais forte (%) em duas temperaturas de incineração. (Misra <i>et al.</i> , 1993).	17
Quadro 4 - pH de várias amostras de resíduos a diferentes temperaturas (Zhang <i>et al.</i> , 2001).	18
Quadro 5 - Concentração de metais pesados em cinzas volantes de palha e biomassa lenhosa (Hansen <i>et al.</i> , 2001).	25
Quadro 6 - Valores limite para alguns metais pesados no solo consoante o pH, impostos pelo Decreto Lei nº 118/2006 de 21 de Junho.	25
Quadro 7 - Valores limite para as quantidades de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos, impostos pelo Decreto Lei nº 118/2006 de 21 de Junho.	26
Quadro 8 - Elementos vestigiais totais e solúveis em água presentes nas cinzas utilizadas em Nieminen <i>et al.</i> (2005).	27
Quadro 9 - Composição química de diversas cinzas de bagaço de cana-de-açúcar colhidas nos fornos de caldeiras.	28
Quadro 10 - Composição química da cinza de cana-de-açúcar da variedade B52298 (Turn <i>et al.</i> , 2003).	29
Quadro 11 - Análise elementar de várias cinzas de biomassa lenhosa.	31
Quadro 12 - Análise mecânica realizada ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.	32
Quadro 13 - Análise química realizada ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.	33
Quadro 14 - Principais características da cinza e dos dois calcários utilizados nos ensaios.	34
Quadro 15 - Quantidades de correctivo aplicadas no ensaio de incubação.	35
Quadro 16 - Descrição das modalidades utilizadas no ensaio de vegetação e quantidades de correctivo aplicadas.	36
Quadro 17 - Quantidades de adubo aplicadas no ensaio de vegetação.	37
Quadro 18 - Biomassa produzida pelo milho (g/vaso) nas diferentes modalidades, no final do ensaio de vegetação.	54
Quadro 19 - Valores médios da concentração de azoto, fósforo e potássio (mg kg^{-1}) na biomassa e respectiva exportação (mg/vaso).	56
Quadro 20 - Valores médios da concentração de cálcio, magnésio e sódio (mg kg^{-1}) na biomassa e respectiva exportação (mg/vaso).	60
Quadro 21 - Valores médios da concentração de ferro, manganês, cobre e zinco (mg kg^{-1}) na biomassa e respectiva exportação (mg/vaso).	63
Quadro 22 - pH do solo no final do ensaio de vegetação.	65
Quadro 23 - Bases de troca no solo no final do ensaio de vegetação.	66
Quadro 24 - Relações Ca/Mg, Ca/SBT, Mg/SBT, K/SBT e Na/SBT (%).	67

Quadro 25 - Teores de fósforo e potássio extraíveis pelo método de Egner-Riehm, no final do ensaio de vegetação.	69
Quadro 26 - Teor de micronutrientes extraíveis pelo método de Lakanen-Ervio no final do ensaio de vegetação.	71

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

Al - Alumínio	Mn - Manganês
As - Arsénio	Mo - Molibdénio
B - Boro	m.s. - matéria seca
Ba - Bário	N - Azoto
C. - Calcário	N ₂ - Azoto molecular
Ca - Cálcio	Na - Sódio
CaCO ₃ - carbonato de cálcio	Ni - Níquel
Cd - Cádmió	NO - Óxido nitroso
Cl ⁻ - Ião cloreto	NO ₂ - Dióxido nitroso
Cl ₂ - Cloro molecular	NO ₃ ⁻ - Ião nitrato
Co - Cobalto	NO _x - Óxidos nitrosos
CO ₂ - Dióxido de carbono	O ₂ ⁻ - Ião óxido
CO ₃ ²⁻ - Ião carbonato	OH ⁻ - Ião hidróxido
Cu - Cobre	P - Fósforo
ECC - Equivalente de carbonato de cálcio	Pb - Chumbo
ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais	SAU - Superfície Agrícola Útil
UE - União Europeia	SBT - Soma das Bases de Troca
FAO - Food and Agriculture Organization	Se - Selénio
Fe - Ferro	Si - Silício
Ga - Gálio	SO ₂ - Dióxido de enxofre
HCl - Ácido clorídrico	SO ₃ - Trióxido de enxofre
Hg - Mercúrio	SO ₄ ²⁻ - Ião sulfato
H ₂ O - Água	Sr - Estrôncio
K - Potássio	U - Urânio
KCl - Cloreto de potássio	V - Vanádio
M - Molaridade	Zn - Zinco
Mg - Magnésio	°C - Graus Célsius

1. INTRODUÇÃO

As necessidades de alimentos a nível mundial têm exigido, dos sistemas agrícolas, uma produtividade e uma eficiência cada vez maiores. De forma a manter/aumentar o nível produtivo dentro das explorações é necessário garantir condições óptimas para o desenvolvimento das culturas, o que muitas vezes é conseguido com o sacrifício de recursos naturais da Terra, como a água, o solo e as reservas minerais (Gliessman, 2001).

A manutenção da fertilidade dos solos tem sido, desde há muito, uma preocupação daqueles que os cultivam. A introdução de novas práticas e tecnologias na área da fertilização das culturas contribuíram para um efectivo aumento da produtividade vegetal. No entanto, estas práticas têm privilegiado a utilização de fertilizantes minerais de sínteses industrial. Estes fertilizantes são produzidos recorrendo a reservas minerais (caso do P, K, Ca, Mg, S e micronutrientes) ou à fixação atmosférica artificial (caso do azoto), sendo responsáveis por cerca de 1,2% do consumo mundial de combustíveis fósseis (Lægneid *et al*, 1999).

Evoluiu-se, assim, para sistemas agrícolas com um ciclo de nutrientes aberto, em que os elementos minerais extraídos pelas culturas são repostos por fertilizantes de síntese industrial, marginalizando-se a restituição ao solo dos nutrientes presentes nos resíduos da própria actividade ou nos resíduos resultantes do processamento dos seus produtos (Gliessman, 2001).

Este trabalho surge, então, como um contributo para contrariar esta tendência e melhorar a ciclagem de nutrientes na actividade agrícola. Na Iha da Madeira, a indústria da cana-de-açúcar origina um resíduo, o bagaço de cana, que é valorizado energeticamente através da co-combustão com biomassa lenhosa. Como resultado desta valorização surge um novo resíduo, a cinza, que é amontoado junto às unidades industriais ou levado para aterro, não lhe sendo dada qualquer utilização. Contudo, estas cinzas têm vários elementos minerais na sua constituição, os quais têm origem na biomassa sujeita a combustão. Por este motivo, a sua utilização como fertilizante agrícola poderá ser uma forma muito eficaz de restituir ao solo alguns nutrientes vegetais que foram extraídos pelas próprias culturas. No entanto, antes de se recomendar a sua utilização, torna-se necessário avaliar o efeito da cinza sobre a fertilidade dos solos, nas suas vertentes química e física, e no crescimento das culturas, o que justifica a realização do presente trabalho.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. CULTURA DA CANA-DE-AÇÚCAR NA ILHA DA MADEIRA

2.1.1. HISTÓRIA DA CULTURA

A cultura da cana-de-açúcar acompanha, desde muito cedo, o percurso histórico, cultural e económico da Ilha da Madeira, tendo sido introduzida em 1425, logo após o início da colonização do arquipélago. Nesta altura, por ordem do Infante D. Henrique, foram introduzidas as primeiras estacas de cana provenientes da Sicília.

Da Madeira a cana-de-açúcar propagou-se pelo Atlântico, tendo chegado às Ilhas Canárias, Cabo Verde, São Tomé e Príncipe e Angola. Os madeirenses também introduziram a cultura no Brasil desenvolvendo, a partir daí, toda uma actividade industrial que venceu todas as contrariedades encontradas podendo, portanto, considerar-se que os madeirenses são os verdadeiros pioneiros da indústria sucro-alcooleira naquele país (Costa, 2007).

Dadas as excelentes características da ilha para produção canavieira, associadas ao seu consumo de luxo, a Madeira foi uma das maiores zonas produtoras de um bem admirado e invejado por todos: o açúcar (Costa, 2007). O açúcar produzido nesta ilha foi sempre de excelente qualidade, consumindo-se até ao ano de 1503 em quase todos os países da Europa (Pereira, 1989).

A cultura prosperou e desenvolveu-se com grande exuberância até meados do século XVI até que, pela introdução da espécie no Brasil, se iniciou a sua decadência, chegando praticamente a desaparecer no século XVII (Costa, 2007). A partir de 1736, a importação de açúcar brasileiro e a situação da ilha como simples consumidora de produto estrangeiro ou ultramarino, deram o golpe de morte nos engenhos madeirenses, por não se produzir senão um mínimo de cana para a produção de “mel de cana” destinado ao consumo doméstico ou à confeitaria (Pereira, 1989).

Na década de 1820, face às dificuldades que atravessava o “Vinho Madeira”, com a aparição do oídio, houve na região quem alertasse para os perigos da monocultura, aconselhando ao ressurgimento da cana sacarina como uma das alternativas viáveis para a diversificação da produção, mas foi apenas com o colapso quase total da vinha, em meados do século (com a aparição da filoxera que quase dizimou totalmente os vinhedos madeirenses da altura), que a cana sacarina, cuja produção se confinava a algumas arrobas, se voltou a expandir (Costa, 2007). Entre 1882 e 1886, devido a uma doença

provocada pelo fungo *Conyothirium melasporum* a cultura da cana-de-açúcar é quase dizimada. No entanto, a introdução de novas variedades possibilitou a revitalização dos canaviais madeirenses, alimentando a indústria açucareira e o fabrico de aguardente e álcool na região (Costa, 2007). Em 1939 a área cultivada de cana-de-açúcar, que ocupava uma área de 6500 ha, é reduzida por restrições impostas à plantação em zonas impróprias, estimando-se em 1952 uma área de 1420 ha (Pereira, 1989). Até finais da década de 80 a área plantada decresce substancialmente, sobretudo devido ao encerramento de algumas unidades agro-industriais de grande importância para o escoamento da produção (Costa, 2007). Fruto destes acontecimentos, a cultura perde importância na SAU regional ficando reservada a cerca de uma centena de hectares no final dos anos 80.

Naturalmente, dada a importância histórica, cultural e tradicional associada à cana-de-açúcar na Madeira, a Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais preocupou-se na manutenção e promoção da mesma quer a nível de cultivo, quer de transformação, atribuindo vários incentivos à produção e defendendo os seus derivados de qualidade única, fruto de uma longa experiência dos seus industriais, perpetuando assim uma série de produtos regionais enraizados nas tradições e costumes madeirenses (Costa, 2007).

2.1.2. PRODUÇÃO E PROCESSAMENTO

Desde a grande crise atravessada pelo sector canavieiro, causada pelo encerramento de algumas unidades agro-industriais importantes, a área de produção tem vindo a aumentar lentamente, passando de 109,9 ha em 1994 para 135 ha em 2007 (DRE, 2007). É importante referir que embora a área de produção seja francamente mais baixa, quando comparada com outros tempos, actualmente, com as mesmas variedades é possível atingir-se produtividades mais elevadas. No entanto, a produção é bastante heterogénea, variando entre 40 toneladas por hectare, nos canaviais mais antigos, e 120 toneladas por hectare nos canaviais instalados mais recentemente (Costa, 2007).

A Madeira possui condições de produção canavieira muito particulares, não sendo equiparáveis àquelas que se observam na maioria das regiões produtoras de cana-de-açúcar, onde predomina o carácter extensivo associado à possibilidade de mecanização e de acesso a outras tecnologias de produção. Na região a maioria das explorações são pequenas e parceladas, armadas em socalcos, associadas a zonas declivosas e de acesso difícil. Nestas circunstâncias os cuidados culturais dependem de um elevado número de horas de trabalho manual, que em contrapartida são acompanhados por produtividades aceitáveis que permitem suportar tais encargos com mão-de-obra (Costa, 2007).

Na ilha a produção de cana sacarina destina-se à fabricação de “mel de cana” e “aguardente de cana” também chamada “rum agrícola” (Costa, 2007). Em 2007 a produção de mel rondou os 139.000 L ao passo que a produção de aguardente foi de 182.000 L (DRE, 2007). Actualmente são três os engenhos a operar na região, o Engenho do Norte, o Engenho do Ribeiro Seco e o Engenho Novo da Madeira que em conjunto são capazes de escoar a produção de cana-de-açúcar.

Na indústria de produção de aguardentes, os principais efluentes produzidos são a vinhaça, as borras (biomassa microbiana) resultantes da fermentação e o bagaço. De momento o bagaço é o único resíduo valorizado, sendo utilizado pelos locais como fertilizante orgânico, após compostagem, ou como “mulch”, sendo também utilizado pela própria fábrica como combustível, substituindo parcialmente a lenha de eucalipto no circuito de produção de vapor.

2.2. BIOMASSA COMO COMBUSTÍVEL

Segundo Jenkins *et al.* (1998) a biomassa pode ser classificada em 4 classes primárias: (1) Madeiras e materiais lenhosos; (2) Resíduos herbáceos e outros de espécies anuais tais como palhas e folhas; (3) Subprodutos da agricultura e resíduos que incluem cascas e estrumes e (4) CDR (combustíveis derivados de resíduos) e resíduos urbanos ou papel não reciclável, frequentemente misturado com plásticos.

Os biocombustíveis têm vindo a ocupar uma posição global cada vez mais importante como alternativa aos combustíveis fósseis (Hansen *et al.*, 2001). A biomassa é parte integrante desta alternativa, desempenhando em determinadas situações a opção energética mais indicada quando confrontada com outro tipo de fontes energéticas, nomeadamente o carvão, a electricidade ou até mesmo os derivados do petróleo. Actualmente a utilização comercial e não comercial da biomassa representa 13,5% do consumo mundial de energia (Bauen, 2005). O recurso à sua utilização é feito sobretudo nos locais onde a sua disponibilidade e conveniência são maiores comparativamente a outros recursos energéticos (Vamvuka & Zografos, 2004), podendo eventualmente ocorrer situações em que as dificuldades de deposição e a necessidade de redução do volume são questões prioritárias para a sua deposição, resultando daí a incineração (Nkana *et al.*, 2002).

Na União Europeia a biomassa representa 3,5% do total de energia primária, representando notavelmente a maior fonte de energia renovável do grupo (Bauen, 2005). As

biomassas normalmente utilizadas são a lenha, resíduos lenhosos das indústrias madeireiras, materiais lenhosos utilizados (ex: móveis, paletes) e em certos países palhas (ex: Dinamarca) (Bauen, 2005). Após o Protocolo de Quioto a UE definiu o objectivo de reduzir as emissões de gases de efeito de estufa em 8% até 2012. Actualmente a biomassa dá o seu contributo mitigando as emissões de CO₂ e alimentando parte das necessidades energéticas, que de outro modo seriam compensadas com combustíveis fósseis. Desta feita, a biomassa, com o sequestro de carbono atmosférico, contribui para a redução dos efeitos sobre alterações climáticas causadas pela emissão de gases com efeito de estufa (Bauen, 2005).

2.2.1. BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR

O bagaço de cana-de-açúcar, que representa um dos maiores resíduos lenho-celulósicos da indústria agro-alimentar (Pandey *et al.*, 2000), é obtido pela operação de moagem dos colmos da cana-de-açúcar, pretendendo-se com tal extrair o sumo da cana, a chamada guarapa. O bagaço caracteriza-se por ser fibroso, possuindo em média cerca de 50% de celulose, 25% de hemicelulose e 25% de lenhina (Pandey *et al.*, 2000). Algumas das características deste tipo de biomassa estão no quadro 1.

Quadro 1 - Análise elementar e poder calorífico do bagaço de cana-de-açúcar.

Referência	Análise elementar (% m.s.)							Poder Calorífico (m.s.) (MJ kg ⁻¹)
	C	H	O	N	S	Cl	Cinza	
Jorapur & Rajvanshi (1997)	41,1	5,26	44,4	-	-	-	4,2	-
Nassar <i>et al.</i> (1996) em Cordeiro (2006)	49,44	6,09	40,57	-	-	-	3,4	-
Miles <i>et al.</i> (1995) em Jenkins <i>et al.</i> , (1998)	48,64	5,87	42,82	0,16	0,04	0,03	2,44	18,99
Cordeiro (2006)	43,1	6,2	49	0,4	-	-	1,3	-
Turn <i>et al.</i> (2003)	49,84	4,33	43,60	0,16	0,03	0,04	2,02	19,2

Pela classificação de Jenkins *et al.* (1998), o bagaço de cana-de-açúcar está incluído na classe 3, ou seja, constitui um subproduto da agricultura. Sendo-lhe atribuída esta classificação, mantém-se alguma proximidade com os resíduos da classe 1, e da classe 2, pois deparamo-nos com materiais lenho-celulósicos oriundos de uma espécie herbácea. Esta proximidade de características só é possível devido à acção exercida pela moagem sobre a cana-de-açúcar, proporcionando a extracção de parte das substâncias solúveis (orgânicas e inorgânicas) para persistir uma fracção fibrosa dominante (Turn *et al.*, 2003).

2.2.2. BIOMASSA LENHOSA

A biomassa lenhosa, um material sobretudo oriundo das florestas, inclui resíduos das podas das árvores, desramas, operações de limpeza e árvores abatidas (Brás *et al.*, 2006). Outro tipo de produtos também incluídos nesta biomassa, através da indústria madeireira, são nomeadamente estilha, cascas, “pelets”, entre outros (Shafizadeh, 1977). A biomassa lenhosa, mundialmente a maior fonte de biomassa, constitui um recurso renovável muito importante e versátil (Soltes, 1982). Todo este material constitui um recurso fundamental em matéria de aproveitamento energético, podendo ser utilizado para a produção de electricidade, calor ou ambos em simultâneo, a denominada co-geração (Brás *et al.*, 2006).

A biomassa lenhosa de folhosas contém cerca de 43% de celulose, 35% de hemiceluloses e 22% de lenhina enquanto que a de resinosas possui aproximadamente 43% de celulose, 28% de hemicelulose e 29% de lenhina (Shafizadeh, 1977). Algumas das características deste tipo de biomassa estão no quadro 2.

Quadro 2 - Análise elementar e poder calorífico do salgueiro, do choupo híbrido e do eucalipto.

Referência	Espécie	Análise elementar (% m.s.)							Poder Calorífico (m.s.) (Mj kg ⁻¹)
		C	H	O	N	S	Cl	Cinza	
Miles <i>et al.</i> (1995) em Jenkins <i>et al.</i> (1998)	Salgueiro	49,90	5,90	41,80	0,61	0,07	<0,01	1,71	19,59
	Choupo híbrido	50,18	6,06	40,43	0,60	0,02	0,01	2,70	19,02
Dalianis (1996)	Eucalipto	47,46	5,60	43,33	1,53	0,10	-	4,97	19,00

As três espécies do quadro 2 são dos principais combustíveis oriundos de biomassa lenhosa. Entre as demais utilizações do eucalipto, o principal aproveitamento é como combustível (Delianis, 1996). A grande vantagem desta espécie está no seu elevado poder calorífico e potencial produtivo, que advém em grande parte da sua adaptabilidade a uma grande variedade de ambientes (Delianis, 1996).

2.3. CINZA DE BIOMASSA

Por definição, a cinza consiste num material sólido e acinzentado remanescente da queima completa de qualquer material orgânico passível de ser incinerado (Coelho & Costa, 2007). Durante a combustão da biomassa a matriz orgânica é consumida, produzindo-se emissões gasosas e cinza (Jenkins *et al.*, 1998; Obernberger *et al.*, 1997). Nas situações em

que a combustão da biomassa é incompleta, além dos dois produtos referidos anteriormente obtém-se também um material negro, o carvão, que corresponde a “material orgânico não incinerado”. O tipo de incinerador influi na quantidade de carbono orgânico final, sendo que os mais eficientes, como os de leito fluidizado, deixam apenas cerca de 1% de carbono orgânico não queimado, enquanto que os sistemas mais antigos, como os incineradores de grelha, podem deixar entre 5 a 30% de carbono orgânico não incinerado (Cambell, 1990 em Zhan, 1996).

Durante o processo de combustão da biomassa presencia-se uma redução substancial de peso, associada essencialmente às perdas sob formas gasosas de água, carbono e azoto e, parcialmente, de enxofre, cloro e outros elementos voláteis, incluindo também a perda de partículas sólidas transportadas por fluxo convectivo (Jenkins *et al.*, 1998; Obernberger, *et al.*, 2006; Steenari *et al.*, 1999). Se todo o carbono orgânico presente na biomassa for consumido, apenas teremos cinza, onde se concentram todos os elementos minerais que não se perderam durante a combustão (Jenkins *et al.*, 1998).

As concentrações de N, S e Cl no combustível são particularmente importantes, já que causam emissões gasosas poluentes (Obernberger *et al.*, 1997). Embora a formação destas emissões dependa de parâmetros como o excesso de oxigénio e monóxido de carbono nos gases de combustão, da temperatura, da geometria do incinerador e do sistema de precipitação de partículas instalado, a concentração destes elementos na biomassa é a variável mais influente (Obernberger *et al.*, 1997).

O azoto existente na biomassa é praticamente todo convertido em substâncias gasosas, principalmente em N_2 (Steenari *et al.*, 1999) e óxidos nitrosos [NO_x (NO , NO_2)], permanecendo na cinza quantidades insignificantes de azoto (Obernberger *et al.*, 2006). Estes autores referem que a emissão de NO_x a partir da oxidação do azoto do combustível é considerável, aumentando proporcionalmente com o aumento do teor de azoto no combustível. A formação de NO_x a partir do azoto atmosférico só parece ser significativa a partir de 1300°C, contudo dado a temperatura de funcionamento das caldeiras ser inferior, entre 800 e 1200°C, esta via de formação de óxidos nitrosos é pouco comum (Obernberger *et al.*, 2006).

O enxofre e o cloro formam tanto compostos gasosos como sólidos, podendo surgir na cinza sob a forma cloretos e sulfatos, respectivamente (Obernberger *et al.*, 1997). Durante a incineração da biomassa, o cloro forma sobretudo fases gasosas como HCl e Cl_2 , ou cloretos de alcalinos como KCl ou $NaCl$ (Obernberger *et al.*, 2006). O enxofre forma fases gasosas como SO_2 (e SO_3 até certa extensão) mas também fases sólidas como sulfatos de metais alcalinos e alcalino-terrosos (Obernberger *et al.*, 2006).

Durante a combustão da biomassa alguns dos elementos constituintes da cinza volatilizam-se, especialmente K, Na, S, Cl, Zn, Pb, Cd e, em menor extensão, Ca, Mg Si e P (Chiang *et al.*, 1997; Hansen *et al.*, 2001; Vamvuka & Zografos, 2004). Os elementos pouco ou não voláteis permanecem na base do incinerador, incluídos no carvão, em materiais sinterizados e em partículas de cinza com composição e dimensão diversas. Esta cinza é a que constitui a cinza-escória, ou em inglês, “bottom ash” (Figuras 1 e 2).

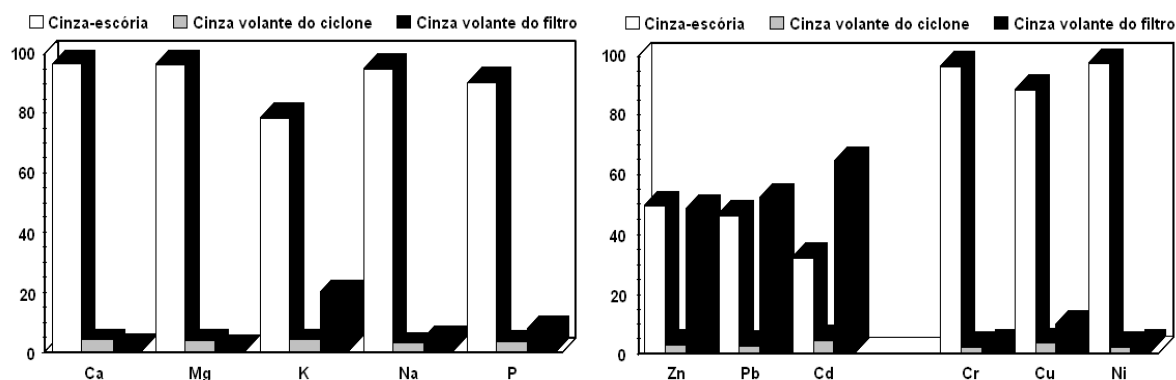


Figura 1 - Distribuição média (%) dos elementos entre as diferentes frações de cinza numa incineradora de palhas de gramineas (Obernberger *et al.*, 1997).

Os elementos volatilizados são encaminhados com os gases de combustão e condensados em superfícies com temperatura mais baixa ou em locais específicos como os precipitadores electrostáticos, constituindo as cinzas volantes (Obernberger *et al.*, 1997). Os elementos que não ficam retidos nestas frações de cinza serão libertados para a atmosfera como gases de combustão.

Uma questão importante relacionada com a queima de biomassa surge com os depósitos minerais que se formam nas superfícies do incinerador e que causam a sua corrosão (Jenkins *et al.*, 1998; Obernberger *et al.*, 2006). Os elementos mais frequentemente ligados a este fenómeno são o cloro, o enxofre e os metais alcalinos (Jenkins *et al.*, 1998; Obernberger *et al.*, 1997; Obernberger *et al.*, 2006).

Durante a combustão os cloretos de metais alcalinos volatilizados condensam-se nas superfícies de troca de calor e reagem com o SO₂, formando sulfatos de metais alcalinos e libertando o cloro (Obernberger *et al.*, 1997). Posteriormente o cloro libertado tanto pode ser transportado com os gases de combustão ou reagir com as paredes metálicas, causando corrosão por formação de cloreto de ferro ou de zinco (Obernberger *et al.*, 1997). A sinterização da cinza é também outro problema a ter em consideração (Olanders & Steenari,

1995), pois os aglomerados formados requerem a paralisação temporária do incinerador para a sua remoção, causando uma redução da capacidade, eficiência e disponibilidade térmica da central energética (Davidsson *et al.*, 2002). Aparentemente o silício desempenha um papel importante neste processo de sinterização e fusão da cinza, surgindo mais frequentemente com a combustão de palhas de gramíneas (Olanders & Steenari, 1995).

2.3.1. CLASSIFICAÇÃO DAS CINZAS

Segundo Obernberger *et al.* (1997), nas centrais de incineração de biomassa podemos distinguir quatro fracções de cinza, independentemente da tecnologia de combustão utilizada (ver a figura 2):

Cinza-escória (Bottom ash): Fracção da cinza produzida na câmara de combustão, frequentemente misturada com impurezas minerais, tais como areia, pedras, solo e partículas de cinza sinterizadas.

- Cinza volante da caldeira e do ciclone (Boiler and cyclone fly ash): Constitui partículas de cinza finas, maioritariamente inorgânicas transportadas pelos gases de combustão e precipitadas nas secções da caldeira, do ciclone ou multi-ciclone colocadas após a unidade de combustão.
- Cinza volante do filtro (Filter fly ash): é mais fina que a anterior e representa a segunda fracção da cinza volante. É obtida por filtros de precipitação electrostática, filtros fibrosos ou sob a forma de lama de condensação nas unidades de condensação de gases de combustão (normalmente colocadas após o multi-ciclone). Nas centrais incineradoras de menor dimensão esta fracção da cinza é emitida juntamente com os gases de combustão.
- Poeira dos gases de chaminé (Flue dust): Esta representa a fracção de cinza mais fina, não sendo precipitada devido à pequena dimensão das suas partículas, sendo por conseguinte transportada para a atmosfera com os gases de combustão.

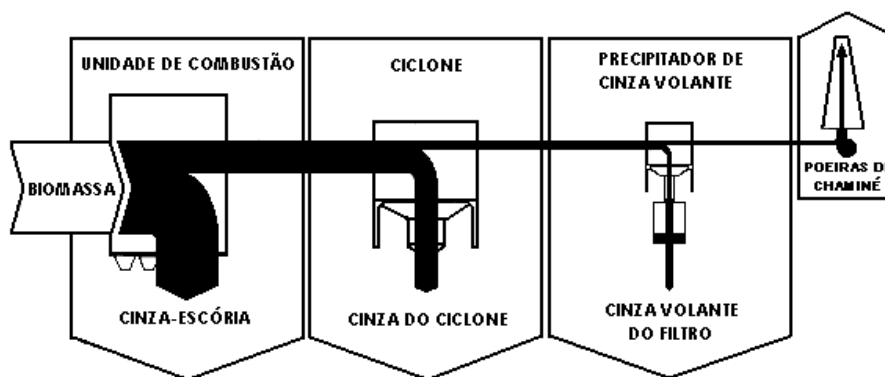


Figura 2 - Diferentes fracções da cinza produzidas numa central incineradora de biomassa (Oberberger *et al.*, 1997).

2.3.2. FACTORES CONDICIONANTES DAS CARACTERÍSTICAS DA CINZA

2.3.2.1. Cloro

A presença de cloro é um elemento muito importante na formação da cinza, facilitando a mobilidade de muitos compostos inorgânicos, em particular o potássio (Jenkins *et al.*, 1998; Hansen *et al.*, 2001). Zhang *et al.* (2001) referem que uma das principais causas para a forte diminuição da concentração do cloro durante a combustão de resíduos orgânicos é a perda de compostos clorados com pontos de fusão e ebulição baixos (Figura 3).

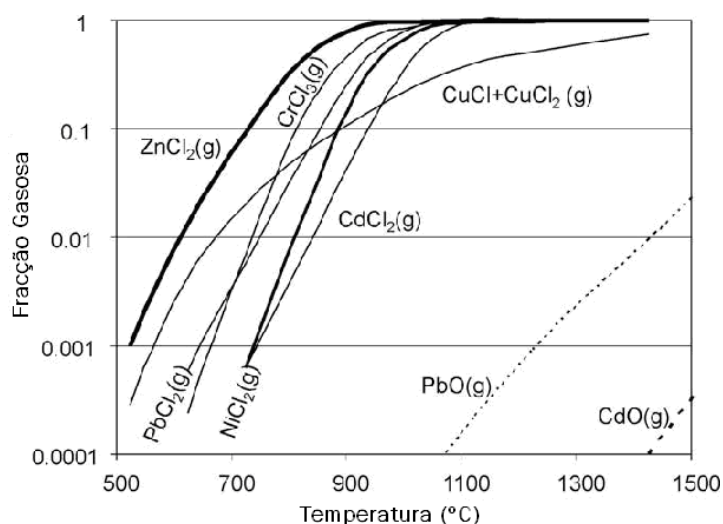


Figura 3 - Fracções gasosas de seis cloretos de metais pesados. As pressões de vapor dos respectivos óxidos são inferiores em várias ordens de magnitude, daí que apenas o PbO e CdO sejam visíveis no gráfico (Adam *et al.*, 2009).

A afinidade do cloro com o hidrogénio é mais forte que com o sódio e o potássio (Wu & Biswas, 1993) e a afinidade do cloro com o sódio e o potássio é muito maior que com o chumbo (Sarofim *et al.*, 1994 em Chiang *et al.*, 2001), que por sua vez possui mais afinidade que a grande maioria dos restantes metais existentes nas cinzas (Chiang *et al.*, 2001). A maioria dos compostos clorados nas palhas são facilmente volatilizados durante a combustão (Figura 4), formando por exemplo, HCl, KCl e NaCl (Hansen *et al.*, 2001). Deste modo quando a temperatura dos gases de combustão diminui, os cloretos condensam, resultando num enriquecimento em cloro na cinza volante e uma depleção na cinza-escória (Adam *et al.*, 2009; Hansen *et al.*, 2001) (Figura 4).

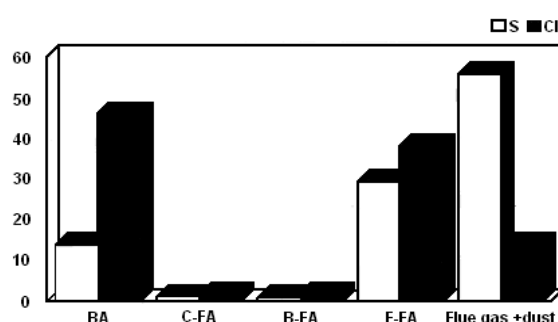


Figura 4 - Distribuição média do cloro e enxofre nos gases de combustão e nas diferentes fracções da cinza numa central incineradora de palhas (Oberberger *et al.*, 1997). **Legenda:** BA – Cinza-escória; C-FA – Cinza volante do ciclone; B-FA – Cinza volante da caldeira; F-FA – Cinza volante do filtro; Flue gas + dust – Gases de combustão mais poeiras de chaminé.

A concentração de cloro dita, normalmente, a quantidade de metais alcalinos que são vaporizados durante a combustão, do mesmo modo que a própria concentração destes metais o fazem (Jenkins *et al.*, 1998). Adam *et al.* (2009) verificaram que a 1000°C, durante 30 minutos e na presença de um dador de cloro (MgCl_2) que providenciava 150 g Cl kg^{-1} de cinza, ocorreu uma perda de 40% do potássio numa cinza resultante da incineração de lamas residuais urbanas. Desta quantidade cerca de 40% estava condensada nas superfícies do aparelho incinerador e os restantes 60% nos frascos de precipitação líquida. Os autores também observaram que o tratamento termoquímico provocava perdas superiores a 90% para Cd, Pb, e Zn, aproximadamente 80% para Mo e 70% para Sn. Para os restantes elementos minerais analisados ocorreram perdas reduzidas, nunca ultrapassando os 10% (Figura 5).

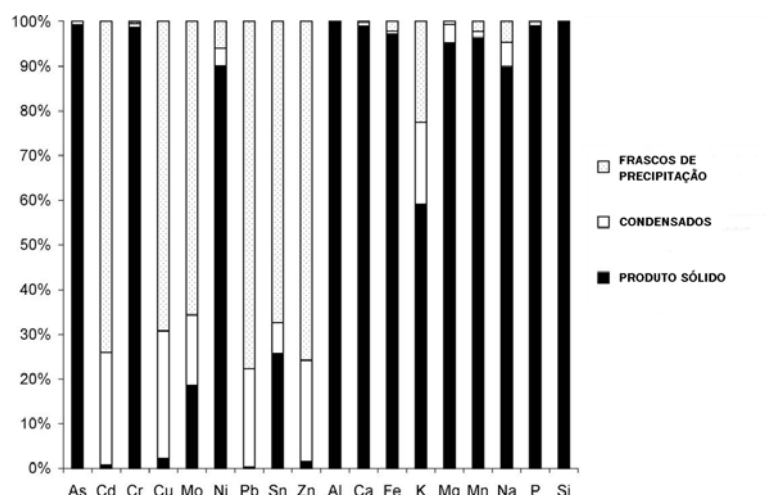


Figura 5 - Distribuição dos metais pesados após o tratamento termoquímico das cinzas de lamas residuais urbanas com MgCl_2 (150g Cl kg^{-1} cinza) a 1000°C , durante um período de retenção de 30 minutos (Adams *et al.*, 2009).

Hansen *et al.* (2001) verificaram que nas cinzas volantes remanescentes da combustão das palhas de gramíneas, a concentração de cloro e de potássio eram em média de 31% e 28% respectivamente, havendo claramente uma relação entre estes valores e a volatilização de KCl , já que ambos os elementos possuem massas atômicas semelhantes. Obernberger *et al.* (1997) referem que cerca de 90% do material livre de carbono captado pelo filtro da cinza volante, resultante da combustão de palhas de gramíneas, é constituído sobretudo por KCl . O cloreto de potássio possui vulgarmente uma pressão de vapor elevada às temperaturas normais de combustão, fazendo do cloro um vulgar transportador do potássio para superfícies com temperaturas mais baixas (Davidsson *et al.*, 2002). A razão pela qual se verificam concentrações de cloro desta magnitude na cinza volante deve-se ao facto desta apenas representar 2 a 10% do total de cinza produzida (cinza-escória e cinza volante) (Obernberger *et al.*, 1997) e também por estarmos perante materiais herbáceos, que exportam quantidades de K e Cl maiores do que outras biomassas vegetais, como por exemplo as espécies lenhosas (Jenkins *et al.*, 1998; Olanders & Steenari, 1994; Obernberger *et al.*, 2006).

2.3.2.2. Temperatura de Incineração

Um facto apurado pelos vários autores reside na maior volatilização dos elementos da cinza com temperaturas crescentes de incineração (Adams *et al.*, 2009; Chiang *et al.*, 1997; Davidsson *et al.*, 2001; Hansen *et al.*, 2001; Misra *et al.*, 1993; Olanders & Steenari, 1995; Vamvuka & Zografos, 2004; Zhang *et al.*, 2001). Chiang *et al.*, (1997) ao incinerarem

vários resíduos sólidos urbanos verificaram que perante temperaturas crescentes de incineração, os metais Cd, Zn, Pb, Cr e Cu volatilizaram-se em proporção directa à temperatura, distribuindo-se pelas cinzas volantes e gases de combustão. A cinza-escória sofreu uma depleção considerável em alguns destes elementos, sobretudo Cd, Zn e Pb e em menor extensão Cr e Cu, comparativamente com a quantidade total que existia inicialmente. Utilizando palhas de trigo e aveia, Davidsson *et al.* (2002) obtiveram uma volatilização crescente dos elementos alcalinos até aproximadamente 800 - 900°C. Já Misra *et al.* (1993) observaram uma diminuição significativa de potássio na cinza-escória de biomassa lenhosa a temperaturas superiores a 900°C.

Em Misra *et al.* (1993) uma redução na concentração de boro e enxofre foi obtida a partir de aproximadamente 1000°C. Até 900°C, o aumento da concentração de Ca obtido resultou da decomposição dos carbonatos de cálcio. Acima desta temperatura o aumento da concentração do cálcio resultou da decomposição do carbonato de potássio cujos produtos, a essas temperaturas, são compostos gasosos (K_2O e CO_2). Desta feita o incremento na concentração de cálcio foi obtido à custa da redução da concentração de potássio que foi volatilizado.

Em Vamvuka & Zografos (2004) os elementos que aumentaram de concentração na cinza-escória, perante temperaturas de incineração crescentes foram o Si, Al, Fe, Mg, Ca, S, Ni, Sr, Ba e Cu. Os que diminuíram de concentração foram o K, Na, Co, V, Pb e Zn. Os elementos Mo e As sofreram diminuições significativas até 780°C mas tiveram um pequeno aumento até 900°C. Quanto ao fósforo, o seu comportamento foi variável, mas de um modo geral a sua concentração aumentou.

A temperatura de incineração também afecta a solubilidade dos elementos da cinza. Zhang *et al.* (2001) verificaram que a solubilidade em água dos elementos Na, Mg, K, Ti, Mn, Fe, Ga, Cd diminuiu nas três temperaturas avaliadas (500, 850 e 1000°C), enquanto que solubilidade do Zn, Ba e Pb diminui apenas a 850°C e a 1000°C. Contudo para o Ca, Cr, Co, Ni a solubilidade aumentou a partir de 500°C. Para o Mo não foram encontradas diferenças significativas.

Como já foi referido, pelo efeito da combustão, durante a destruição da matriz orgânica, vários elementos são volatilizados, os quais possuem tensões de vapor variáveis (Adams *et al.*, 2009; Jenkins *et al.*, 1998). Com o aumento da temperatura de incineração as tensões de vapor tendem a aumentar e a causar alterações profundas na composição da cinza remanescente, reduzindo a concentração de alguns ligandos importantes como os sulfatos, cloretos, entre outros. Também ocorrem perdas consideráveis de alguns metais, tais como o K, Na, Pb, Cd e Zn (Davidsson *et al.*, 2002; Vamvuka & Zografos, 2004). Os

principais ligandos persistentes serão essencialmente silicatos, fosfatos e, parcialmente, sulfatos (Misra *et al.*, 1993; Zhang *et al.*, 2001). De modo a equilibrar as cargas formam-se carbonatos e óxidos, embora a partir de determinada temperatura os carbonatos se decomponham em CO₂ dando lugar a óxidos (Misra *et al.*, 1993). Durante todo este processo, a composição mineralógica é alterada quer pela saída de alguns elementos quer pela combinação dos que persistem. Este efeito verifica-se com a combustão de vários tipos de biomassa, persistindo, no final, essencialmente óxidos e silicatos de vários metais (Misra *et al.*, 1993; Olanders & Steenari, 1995; Vamvuka & Zografos, 2004).

2.3.2.3. Tipo de Biomassa

A composição da cinza é fortemente influenciada pelas características da biomassa que lhe deu origem. Um dos principais factores discriminantes poderá ser o efeito selectivo singular de cada espécie vegetal sobre a extracção de elementos do solo.

Normalmente o teor em silício nas cinzas de biomassa de gramíneas é muito superior ao que se observa na maioria das restantes espécies vegetais (Jenkins *et al.*, 1998; Olanders & Steenari, 1995). Comparativamente às cinzas de biomassa lenhosa, o potássio e o cloro surgem em maiores concentrações nas cinzas de biomassa herbácea (Jenkins *et al.*, 1998; Olanders & Steenari, 1995). A concentração de cálcio difere fortemente entre as cinzas destes dois tipos de biomassa, estando presente em maior quantidade nas de biomassa lenhosa (Oberberger *et al.*, 1997; Olanders & Steenari, 1995). Oberberger *et al.* (1997) verificaram que a concentração de metais pesados é mais elevada nas cinzas de biomassa lenhosa que nas de palhas de gramínea, isto devido ao longo período de crescimento das espécies lenhosas que resulta numa maior acumulação destes elementos.

Outra variável que poderá ajudar à diferenciação da composição das cinzas será as condições edáficas a que a biomassa esteve sujeita ou até mesmo o tipo de processamento a que foi submetida (Davidsson *et al.*, 2002; Turn *et al.*, 2003).

2.3.3. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DA CINZA

2.3.3.1. Mineralogia

As cinzas de biomassa evidenciam composições mineralógicas heterogéneas consoante a origem da matéria-prima. Segundo Cordeiro *et al.* (2009a) a cinza da queima do bagaço de cana-de-açúcar possui como principais fases minerais o quartzo e a

cristobalite, ambos minerais de sílica. Além destas duas fases Hernández *et al.* (1998) também identificaram calcite. Em Cordeiro *et al.* (2009b) o padrão de difracção de raios X detectou fases minerais de fosfatos de cálcio, magnésio e potássio ($\text{Ca}_9\text{MgK}(\text{PO}_4)_7$) e pirofosfatos de alumínio e potássio (KAIP_2O_7).

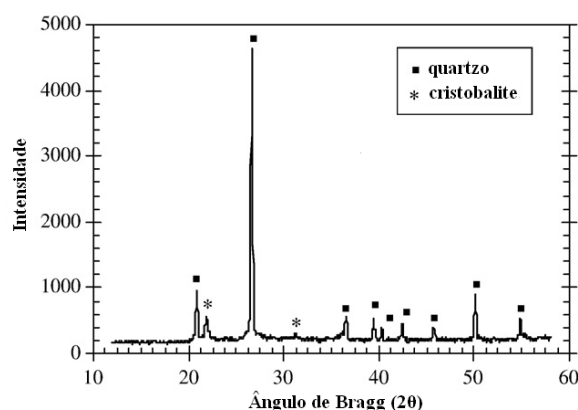


Figura 6 - Padrão de difracção de raios X da cinza do bagaço de cana-de-açúcar (Cordeiro *et al.*, 2009a).

Adam *et al.* (2009) identificaram algumas fases minerais presentes nas cinzas de lamas residuais urbanas, entre elas o quartzo (SiO_2), hematite (Fe_2O_3), calcite (CaCO_3), óxido de cálcio (CaO), portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), anidrite (CaSO_4), variscite (AlPO_4) e fosfato tricálcico ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$).

Nas cinzas da incineração não conjunta de bagaço de azeitona e de lenha de citrinos, de oliveira e de videira, Vamvuka & Zografos (2004) identificaram calcite (CaCO_3), “fairchildite” ($\text{K}_2\text{Ca}(\text{CO}_3)_2$), arcanite (K_2SO_4), periclase (MgO) óxido de cálcio (CaO), portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), belite (Ca_2SiO_4), quartzo (SiO_2) hidroxilapatite ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$) e aftitalite ($(\text{K}, \text{Na})_3\text{Na}(\text{SO}_4)_2$).

Etiegni & Campbell (1991), em Demeyer *et al.* (2001), verificaram que a calcite (CaCO_3) era o maior constituinte da cinza de biomassa lenhosa, identificando como constituintes adicionais, óxido de cálcio (CaO), “riebeckite” ($(\text{NaCa})_2(\text{FeMn})_3\text{Fe}_2(\text{SiAl})_8$), portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), belite (Ca_2SiO_4), hidrotalcite ($\text{Mg}_6\text{Al}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_{16} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) e serandite ($\text{Na}(\text{MnCa})_2\text{Si}_3\text{O}_8(\text{OH})$).

Em análises realizadas a cinzas resultantes da incineração de palhas de trigo e cevada, Olanders & Steenari (1995) identificaram em quantidades significativas, quartzo

(SiO₂), arcanite (K₂SO₄) e silvite (KCl) e, em menor quantidade, holandite (KAlSi₃O₈), belite (Ca₂SiO₄), “rankinite” Ca₃Si₂O₇ e “akermanite” Ca₂MgSi₂O₇.

2.3.3.2. Alcalinidade

Duas importantes propriedades das cinzas são o seu pH elevado e o seu valor neutralizante (Augusto *et al.*, 2008; Jacobson, 2000). O valor neutralizante de um correctivo depende essencialmente do seu conteúdo em óxidos, hidróxidos, carbonatos, silicatos e fosfatos (Jacobson, 2000; Meiwes, 1995; Savant *et al.*, 1999). Correctivos alcalinizantes como o calcário calcítico e calcário dolomítico possuem apenas carbonatos de Ca e Mg (Varennes, 2003) enquanto que as cinzas contêm óxidos, hidróxidos, carbonatos, fosfatos e silicatos de vários metais (Jacobson, 2000; Olanders & Steenari, 1995; Vamvuka & Zografos, 2004). Os óxidos e hidróxidos são muito mais solúveis e alcalinizantes que os carbonatos, dissolvendo-se e reagindo com o solo com maior celeridade (Steenari *et al.*, 1999; Varennes, 2003) resultando num aumento do pH mais rápido, mas por um curto período de tempo (Muse & Mitchell, 1995). Estas propriedades fazem da cinza um correctivo mais reactivo, proporcionando a rápida neutralização da acidez do solo. Nkana *et al.* (2002) numa incubação de 60 dias, verificaram que o pH da solução do solo era significativamente mais elevado com cinza de biomassa lenhosa do que com o calcário calcítico, ambos aplicados em quantidades equivalentes de CaCO₃. Ulery *et al.* (1993), referem que os óxidos, hidróxidos e carbonatos de K e Na são muito solúveis, de tal forma que são os principais responsáveis pela rápida capacidade de neutralização das cinzas. Contudo, pelas mesmas razões, persistem no solo por pouco tempo. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por Nieminen *et al.* (2005) que mostraram que o K e Na foram os elementos que se solubilizaram mais facilmente na cinza de biomassa lenhosa. Chirenje & Ma (2002) referem que a solubilidade dos carbonatos predominantes na cinza segue a ordem K>>>Na>>Ca>Mg.

O valor neutralizante ou equivalente em carbonato de cálcio (ECC) de um correctivo alcalinizante, corresponde ao efeito neutralizante relativo ao carbonato de cálcio puro por cada 100 partes de correctivo, sendo deste modo o valor do ECC expresso em percentagem de CaCO₃ (Pitman, 2006). Cabral *et al.* (2008) determinaram um valor para o ECC da cinza de biomassa lenhosa de 66%. Já Augusto (2008), refere que o valor médio para o CCE da cinza de biomassa lenhosa ronda os 50%. Patterson *et al.* (2004) também determinaram um valor muito próximo para o mesmo tipo de biomassa. Muse & Mitchell (1995) calcularam um ECC médio de 37% a partir de 19 amostras de cinza geradas essencialmente a partir de biomassa lenhosa ou da sua mistura com outros materiais. A partir de amostras colhidas em

6 incineradoras de biomassa lenhosa, Ohno & Erich (1990) obtiveram valores de ECC entre 26% e 59%. Vance (1996) calculou a partir de 18 amostras diferentes de cinzas de biomassa lenhosa um ECC que variou entre 13,2% e 92,4%, com uma média de 48,1%. Valores de alcalinidade díspares como os encontrados em Vance (1996) podem resultar de diferenças na temperatura de combustão ou até mesmo no período de armazenamento (Demeyer *et al.*, 2001). Com o aumento da temperatura de combustão de uma matriz orgânica, os carbonatos, que inicialmente constituem a cinza, dão lugar a óxidos e silicatos (Misra *et al.*, 1993; Olanders & Steenari, 1995; Vamvuka & Zografos, 2004). Por este motivo, a alcalinidade de uma cinza tende a aumentar com a temperatura de incineração a que é sujeita. Presume-se que os carbonatos são formados numa atmosfera onde os produtos de combustão, principalmente CO₂, permanecem durante o processo de produção de cinzas a baixas temperaturas (Misra *et al.*, 1993). As cinzas produzidas a temperaturas mais elevadas e num ambiente oxidativo consistem primeiramente de óxidos de metais (Quadro 3), podendo simultaneamente ocorrer modificações pela presença de silício, fósforo, manganês, ferro e alumínio, os quais são passíveis de formarem óxidos aniônicos que igualmente poderão combinar com os metais (Misra *et al.*, 1993).

Quadro 3 - Análise por difracção de raios X da cinza de biomassa lenhosa, mostrando a intensidade relativa do pico mais forte (%) em duas temperaturas de incineração. (Misra *et al.*, 1993).

Biomassa lenhosa	Pinheiro	Choupo trémula	Choupo	Carvalho Branco da América	Cascas de Carvalho Branco	Cascas de Abeto de Douglas
Temperatura de incineração	600°C 1300°C	600°C 1300°C	600°C 1300°C	600°C 1300°C	600°C 1300°C	600°C 1300°C
CaCO ₃	100	100	100	100	100	100
K ₂ Ca(CO ₃) ₂	86	21		11		
Ca(OH) ₂	24 34		40 *	3		8
MgO	8 100	26	4 49	4		
CaO	19	100	16 100	100	100	100
Ca ₄ Mn ₃ O ₁₀	21					
Ca ₂ MnO ₄	75					
Mg ₆ MnO ₈	12					
K ₂ Ca ₂ (SO ₄) ₃	12					
K ₂ SO ₄	11	9	2	*		
K ₂ MgSi ₃ O ₈			46			
CaSiO ₃			*			
Na ₂ CaSiO ₄			* 17			
Ca ₂ SiO ₄		23	22			11

Zhang *et al.* (2001) demonstraram que, para vários resíduos orgânicos, temperaturas crescentes de incineração, produzem cinzas com um pH cada vez mais elevado (Quadro 4).

Entre esses resíduos estavam restos de comida, resíduos de explorações animais e lamas de esgoto. Os mesmos autores referem que os mecanismos para o aumento do pH podem ser os seguintes:

- Formação de óxidos de metais alcalinos devido à decomposição de carbonatos durante a incineração; o Na_2CO_3 e o K_2CO_3 decompõe-se em Na_2O e K_2O a 400°C e o CaCO_3 decompõe-se em CaO a 898°C (Kubo *et al.* em Zhang *et al.*, 2001);
- Perdas de aniões ácidos, (SO_4^{2-} , NO_3^- e Cl^-) acompanhados pela emissão de gases ácidos (SO_2 , SO_3 , NO_2 , NO , Cl_2 , etc.).

Aparentemente a presença de iões ácidos na cinza é uma das causas para a redução do seu valor de ECC. A presença de iões como o sulfato, nitrato ou cloreto diminuem o poder alcalinizante das cinzas pois substituem os vulgares aniões alcalinizantes (O^{2-} , OH^- , CO_3^{2-}) (Hansen *et al.*, 2001). Esta é uma situação comum nas cinzas volantes de gramíneas onde o pH pode baixar até 5,9 (Hansen *et al.*, 2001; Lima *et al.*, 2008). O alumínio e ferro existentes na cinza também podem contribuir para a redução do ECC, visto que ao dissolverem-se irão formar hidróxidos insolúveis (Ohno & Erich, 1990; Zhang *et al.*, 2002).

Quadro 4 - pH de várias amostras de resíduos a diferentes temperaturas (Zhang *et al.*, 2001).

	pH (H_2O)				Perdas por incineração (%)		
	ST ^a	500°C	850°C	1000°C	500°C	850°C	1000°C
Média	7,06 a	8,15 b	8,90 c	9,33 c	38,9 a	41,4 a	42,0 a

^a Abreviação: ST – sem tratamento.

^b entre variáveis, as médias indexadas com a mesma letra não são significativamente diferentes a $p < 0,05$.

A aplicação de cinza ao solo influencia os principais indicadores de acidificação do solo (Brunner *et al.*, 2004). Com a aplicação de 8 toneladas de cinza de biomassa lenhosa numa população de Píceas [*Picea abies* (L.) Karst.], num Cambissolo dístico, foi possível elevar o pH da matriz do solo de 3,2 para 4,8, a saturação em bases de troca de 30% para 86% e a razão molar $(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})/\text{Al}$ de 1,5 para 5,5 (Brunner *et al.*, 2004).

Lundström *et al.* (2003), num horizonte “O” tipo “mor”, verificaram que a capacidade de troca catiónica e a saturação em bases eram mais elevadas nos blocos onde aplicaram calcário dolomítico ou cinza comparativamente com os blocos de controlo. O aumento da capacidade de troca catiónica na camada “mor” foi de 85-800 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$, isto devido troca e

neutralização dos prótons existentes nos grupos carboxílicos e hidroxílicos da matéria orgânica. Nas áreas tratadas com calcário ou cinza, o pH do solo mineral, subjacente à camada mor era inferior, contudo mais elevado que o controlo. Nos blocos tratados com calcário a concentração de Al no solo mineral era tendencialmente mais elevada que nos mesmos horizontes do controlo. Este acontecimento pode relacionar-se com o aumento da CTC do horizonte O, produzindo um fluxo descendente de 1,5-3,5 mol_c m⁻² de prótons, substituindo as bases de troca por acidez de troca.

Quando um correctivo alcalinizante é aplicado ao solo os efeitos não se repercutem somente a nível químico, surgindo também alterações a nível da actividade biológica, nomeadamente na mineralização e nitrificação (Demeyer *et al.*, 2001; Geibe *et al.*, 2003; Lundström *et al.*, 2003). O aumento do pH do solo resulta num aumento da nitrificação, que no caso de solos ricos em matéria orgânica, poderá conduzir à produção de elevadas concentrações de nitratos, aumentando os riscos de perda de azoto por lixiviação (Geibe *et al.*, 2003; Lundström *et al.*, 2003). A nitrificação consequentemente volta a acidificar o solo (Maiwes, 1995), contudo este efeito pode não ser imediato devido à existência de correctivo ainda por reagir (Lundström *et al.*, 2003).

2.3.3.3. Granulometria

Após a combustão completa de uma matriz orgânica, as cinzas remanescentes consistem num material pulverulento de partículas finas e muito pouco coesas (Steenari *et al.*, 1999). Em condições normais estas características condicionam o posterior manuseamento e deposição do resíduo (Ribeiro *et al.*, 2002).

De acordo com Muse & Mitchell (1995), a distribuição granulométrica média de cinzas de biomassa lenhosa provenientes das caldeiras de 19 fábricas de pasta de papel é: 8,98% > 2 mm, 25,1% > 0,5 mm, 34,3% > 0,25 mm, 47,3% > 0,106 mm e 52,7% < 0,106 mm. A massa volúmica aparente determinada para esta mesma cinza foi de 0,51 g cm⁻³. Zhan *et al.* (1995), pela mistura de cinzas volantes e cinza-escória, resultantes da combustão de biomassa lenhosa obtiveram a seguinte granulometria: 76,5% < 0,5 mm, 14,3% 0,5-1,0 mm, 3,1% 1,0-2,0 mm, 6,1% > 2,0 mm. Numa cinza de biomassa lenhosa Chirenje & Ma (2002) determinaram as seguintes granulometrias: 48,1% 2-0,02 mm, 34% 0,02-0,002 mm e 17,9% < 0,002 mm. De acordo com as classes granulométricas estabelecidas pela FAO, as cinzas de biomassa lenhosa podem conter todas as partículas com dimensões que se insiram nas classes granulométricas que variem entre areia grossa até argila (Demeyer *et al.*, 2001).

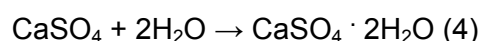
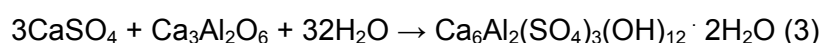
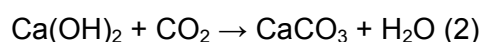
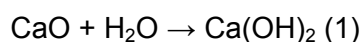
2.3.3.4. Aglomeração e endurecimento natural

No estado natural a cinza possui propriedades que além de dificultarem a sua deposição a tornam muito reactiva quando aplicada ao solo, podendo causar “queimaduras” à flora do solo e aumentar rapidamente o pH e a concentração de sais, com os consequentes efeitos negativos sobre a microfauna, micorrizas e raízes mais finas (Jacobson, 2000).

Os compostos mais solúveis em água nas cinzas de biomassa são os de K, seguindo os de Na, Ca e Mg (Nieminen *et al.*, 2005). Estes mesmos metais encontram-se sobretudo sob formas de óxidos e hidróxidos, mais reactivos e também na forma de carbonatos, com reacção mais lenta (Steenari *et al.*, 1999). Associando estas características à elevada superfície específica, a cinza reage e solubiliza-se rapidamente, o que pode ser um efeito depreciativo e indesejado para a sua valorização. Nesta situação, de forma a evitar tais constrangimentos, a estabilização da cinza pode ser um tratamento vantajoso (Jacobson, 2000; Steenari *et al.*, 1999).

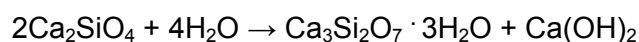
Segundo Steenari *et al.* (1999) a estabilização é um processo que inclui a mistura de água com a cinza, formando-se aglomerados, isto é, partículas grandes e densas. O processo de aglomeração também pode ocorrer naturalmente, durante o armazenamento de cinzas húmidas em contacto directo com o ar, contudo a distribuição granulométrica de uma cinza endurecida naturalmente é ampla. Uma distribuição mais regular da dimensão das partículas pode ser atingida se se recorrer a processos tais como a compactação e a granulação.

Durante o processo de aglomeração de cinzas húmidas podem ocorrer uma série de reacções que conduzem à formação de minerais de menor solubilidade. Segundo Steenari & Lindqvist (1997) as reacções mais importantes são:



Steenari & Lindqvist (1997) referem que as reacções 1 e 2 ocorrem consecutivamente. A reacção de hidratação do óxido de cálcio é rápida e exotérmica. A carbonatação do Ca(OH)_2 requer a presença de água na qual os reagentes, o hidróxido de cálcio e o dióxido de carbono, se podem dissolver. O carbonato de cálcio formado precipita

na solução e cria uma camada de precipitado nas superfícies e nos poros da cinza. A formação de etringite (reacção 3) é aqui descrita como um modelo, podendo haver outras fontes de alumínio que possibilitem a sua síntese. Posteriormente, a etringite funciona como solidificante da cinza mas só é estável se o pH for elevado ($> 10,5$) (Taylor, 1990 em Steenari *et al.*, 1999). Se o pH da solução dos poros da cinza aglomerada for baixo, ou se a cinza possuir pouco alumínio solúvel, de acordo com a reacção 4, o sulfato de cálcio forma gesso. A formação de etringite também é comum nas reacções de hidratação do cimento portland (Cordeiro, 2006). Nieminen *et al.* (2005) observam que o endurecimento natural reduz a solubilidade em água do enxofre, alumínio e cálcio, o que poderá estar associado à formação de etringite, mineral que é pouco solúvel. A presença de belite (silicato de cálcio) nas cinzas de biomassa lenhosa (Olanders & Steenari, 1995) indicia que as reacções de aglomeração e endurecimento da cinza podem ter o envolvimento de reacções semelhantes às que ocorrem no cimento portland (Cordeiro, 2006). A reacção de hidratação do silicato de cálcio é a seguinte (Cordeiro, 2006):



Segundo Steenari *et al.* (1999), a transformação do hidróxido de cálcio em carbonato durante o processo de endurecimento é muito importante, pois para além de reduzir significativamente a taxa de lixiviação do cálcio prolonga o efeito neutralizante da cinza e evita o choque inicial no pH logo após a aplicação da cinza ao solo. Segundo os resultados obtidos por Steenari *et al.* (1999), não foi possível reduzir a solubilização dos sais de potássio em todas as amostras de cinza de biomassa lenhosa estabilizadas, constatando-se que o inverso, o aumento da solubilidade, ocorreu nas cinzas húmidas armazenadas e expostas ao ar, ou seja, endurecidas naturalmente. O mesmo foi constatado por Nieminen *et al.* (2005), na cinza endurecida naturalmente, onde a solubilidade em água dos compostos de potássio e de sódio aumentou comparativamente à cinza no estado natural. Este facto pode dever-se à fragmentação dos aglomerados, causada pela expansão durante a cristalização da calcite e dos sais de metais alcalinos, tais como os de potássio e sódio (Steenari *et al.*, 1999). Assim, obtém-se uma cinza com uma superfície específica maior, que quando exposta à água liberta facilmente as espécies mais solúveis. A libertação de potássio da cinza também pode ser função da dimensão dos aglomerados. Segundo Steenari *et al.* (1998) citado em Steenari *et al.* (1999), o potássio libertou-se a uma taxa significativamente mais baixa nas partículas de grande dimensão (2,8 – 8 mm).

São várias as tecnologias de aglomeração actualmente disponíveis tais como compactação, granulação e endurecimento natural. A granulação em tambor com um disco rotativo já foi testada em várias ocasiões e parece ter atingido a escala comercial, contudo é

um método dispendioso (Jacobson, 2000). Uma forma mais simples e económica de aglomeração está em desenvolvimento, sendo permitida uma cura com humedecimento antes da cinza ser esmagada e comprimida (Jacobson, 2000). Contudo o processo de endurecimento natural parece ter algumas desvantagens, caso da temperatura ambiente, que deve ser superior a 0°C e da quantidade de carvão (carbono não queimado), que não deve ser superior a 10% do material, de modo a que o endurecimento seja satisfatório (Jacobson, 2000).

2.3.3.5. Macronutrientes

As cinzas de biomassa são uma importante fonte de potássio, cálcio, magnésio, fósforo, e enxofre (Nieminen *et al.*, 2005; Olanders & Steenari, 1995; Zhang *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2002). A aplicação de cinza possibilita a restituição ao solo de uma quantidade importante de nutrientes exportados pela biomassa, fazendo frente à tendência para o empobrecimento dos solos e permitindo um balanço de nutrientes favorável à criação de sustentabilidade nos ecossistemas agro-florestais. (Erich & Ohno, 1992; Nieminen *et al.*, 2005; Nkana *et al.* 2002).

A solubilização da cinza no solo e a taxa a que os nutrientes se tornam disponíveis para as plantas difere do que acontece com os calcários (Demeyer *et al.*, 2001). O calcário é sobretudo constituído por carbonatos de Ca ou Mg, enquanto as cinzas possuem óxidos, hidróxidos, carbonatos e silicatos de vários metais. Por sua vez, os óxidos e hidróxidos são muito mais solúveis que os carbonatos, fazendo da cinza um correctivo mais reactivo e solúvel que o calcário. Para além disso os óxidos podem reagir com a humidade do ar para formar hidróxidos que por sua vez ao reagirem com o CO₂ transformam-se em carbonatos (Meiwes, 1995). Os macronutrientes catiões das cinzas também podem surgir sob outras formas, tais como sulfatos e fosfatos.

Khanna *et al.* (1994) agruparam os vários elementos existentes nas cinzas em várias categorias consoante a sua solubilidade em água. Na primeira categoria incluíam o K e S, cujos compostos se dissolviam muito rapidamente (> 50% do total), na segunda categoria os compostos de Ca e Mg, que se dissolviam com o aumento da diluição em água e na terceira categoria os compostos de fósforo, que se mantinham relativamente insolúveis. Nieminen *et al.* (2005) também obtiveram resultados semelhantes com a dissolução da cinza em água, onde se destacaram o K (solubilizou-se 88-75% do total), e o S (89-79%) com a maior solubilidade, o Ca (6-3%) e o Mg (1->0,1%) com solubilidade intermédia e o P praticamente insolúvel. A especiação dos vários macronutrientes exerce uma grande influência sobre a

sua solubilidade. Compostos de potássio de baixa solubilidade como a singenite ($K_2Ca(SO_4)_2$; 2,5 g/l) podem aparecer naturalmente na cinza, contudo é muito frequente surgir arcanite (K_2SO_4), cuja solubilidade é várias vezes superior (120 g L^{-1}) (Seenari *et al.*, 1999; Olanders & Steenari, 1995). A especiação do potássio é dominada por sais como sulfatos, cloretos e carbonatos que são muito solúveis (Steenari *et al.*, 1999).

Embora o enxofre seja um dos elementos que facilmente se volatiliza durante a combustão da biomassa, a sua fixação parece estar relacionada com a concentração de metais alcalinos e alcalino-terrosos na cinza, os quais se combinam para formar sulfatos (Olanders & Steenari, 1995). Ao que parece as cinzas de biomassa lenhosa possuem uma elevada capacidade para fixar os sulfatos quando a biomassa é incinerada com combustíveis contendo enxofre, como por exemplo o carvão (Demeyer *et al.*, 2001). Algumas investigações mostraram que 40-70% ou 60-90% do enxofre presente em estilha ou cascas de biomassa lenhosa foi incorporado na cinza (Oberberger *et al.*, 2006). Em análises realizadas a cinzas de biomassa lenhosa, Steenari *et al.* (1999) demonstraram que o Ca e Mg de cinzas provenientes da queima em caldeiras de grelha fixa possuem uma fracção significativa sob a forma de silicatos. Este facto pode estar relacionado com as temperaturas de incineração a que o combustível esteve exposto, pois com temperaturas crescentes de incineração as cinzas de biomassa tendem a ser constituídas por óxidos e silicatos (Misra *et al.*, 1993; Olanders & Steenari 1995; Vamvuka & Zografos 2004).

O fósforo é de todos os macronutrientes existentes na cinza de biomassa lenhosa o que apresenta compostos menos solúveis em água (Khanna *et al.*, 1994; Nieminen *et al.*, 2005). Durante a destruição da matriz orgânica o fósforo orgânico e inorgânico é libertado para formar fosfatos pouco solúveis (Zhang, *et al.*, 2001). Com o aumento da temperatura de incineração esse efeito pode ser incrementado, verificando-se concentrações de HPO_4^{2-} cada vez menores em extracções com água destilada (Zhang *et al.*, 2001). A diminuição da concentração de HPO_4^{2-} pode dever-se à decomposição do hidrogenofosfato e dihidrogenofosfato, por exemplo, o $Ca(H_2PO_4)_2$ solúvel em água decompõe-se em $Ca(PO_4)_2$ insolúvel a 200°C (Kobo *et al.*, 1987 em Zhang *et al.*, 2001). Contudo, verifica-se que existe uma quantidade considerável de fosfatos que se encontram sob outras formas além dos fosfatos de Ca, como os fosfatos de Al e Fe (Zhang *et al.*, 2001). Em Olanders & Steenari (1995) verifica-se que nos sinterizados das cinzas, ricos em silício, o teor de fósforo podia atingir os 2,4%. Erich (1990), refere que o fósforo das cinzas de biomassa provavelmente está ocluído em aluminosilicatos ou sob a forma de fosfatos de alumínio pouco solúveis.

2.3.3.6. Micronutrientes e elementos vestigiais

Os elementos como o Zn, Cu, Cd, Cr e Pb, presentes em materiais aplicados ao solo, são reconhecidos como potenciais fontes de contaminação dos ecossistemas terrestres e aquáticos (Zhan *et al.*, 1996). Contudo, dada a baixa concentração nas cinzas, sobretudo na cinza-escória, os constrangimentos sobre a aplicação deste material ao solo são diminutos (Olanders & Steenari, 1995). Durante a combustão da biomassa são vários os elementos vestigiais que se volatilizam, liberando-se da matriz orgânica (Oberberger *et al.*, 1997; Chiang *et al.*, 1997; Vamvuka & Zografos, 2004).

De acordo com Chiang *et al.* (1997), a incineração de resíduos sólidos urbanos conduziu à vaporização de quantidades consideráveis de Cd, Pb e Zn, verificando-se níveis de volatilização crescente do zinco para o cádmio. Entre os restantes metais avaliados o Cr e Cu, são os menos voláteis, ostentando pressões de vapor inferiores. Quanto ao mercúrio, as pressões de vapor foram de tal forma elevadas que se volatilizou na totalidade. Oberberger *et al.* (1997) obtiveram resultados semelhantes com a incineração de palhas de gramíneas, acrescentando o níquel aos metais pesados pouco voláteis. Resultados análogos também foram reconhecidos por Vamvuka & Zografos (2004), com a incineração de lenha de oliveira, encontrando-se entre os elementos mais voláteis o Mo e Co e entre os menos voláteis o Ni, Cu, Sr e Ba (Figura 7). São as cinzas volantes que normalmente possuem teores mais elevados de elementos vestigiais, fruto da volatilização e posterior condensação nos ciclones ou filtros durante a combustão da matriz orgânica (Evans & Williams, 2000). Assim sendo, as cinzas volantes podem possuir grandes limitações quanto à sua aplicação ao solo agrícola, devido à elevada concentração de elementos vestigiais tóxicos para o biota.

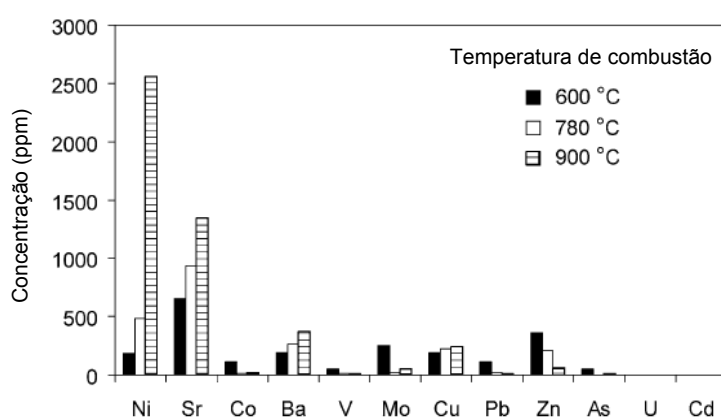


Figura 7 - Concentração de alguns elementos vestigiais na cinza de lenha de oliveira em função da temperatura de incineração (Vamvuka & Zografos, 2004).

Quadro 5 - Concentração de metais pesados em cinzas volantes de palha e biomassa lenhosa (Hansen *et al.*, 2001).

Elemento	Cinza volante de palhas	Cinza volante de biomassa lenhosa
Cd (mg kg ⁻¹)	10	28
Pb (mg kg ⁻¹)	24	100
Ni (mg kg ⁻¹)	4	44,6
Zn (mg kg ⁻¹)	280	1500
Cr (mg kg ⁻¹)	2	225
Cu (mg kg ⁻¹)	36,5	170

Actualmente, no que concerne a este parâmetro, a legislação portuguesa vigente apenas engloba a imposição de limites aquando da aplicação de lamas de ETAR, estabelecendo-se também restrições sobre o teor máximo admissível de metais pesados nos solos e a quantidade máxima que pode ser introduzida anualmente nos solos cultivados (Quadro 6). No ponto 2.3.3.2 foi possível constatar que as cinzas possuem a capacidade de elevar o pH do solo, contudo, o seu efeito alcalinizante não perpetua a longo prazo, pois a acidez causada pela lixiviação de bases, chuvas ácidas, fertilizantes ou causada pela própria vegetação (Santos, 2001), promovem um gradual decréscimo do pH do solo, obrigando à aplicação sazonal de correctivos por forma a que se mantenha o pH nos intervalos pretendidos (Meiwes, 1995).

Quadro 6 - Valores limite para alguns metais pesados no solo consoante o pH, impostos pelo Decreto Lei nº 118/2006 de 21 de Junho.

Parâmetro	pH ≤ 5,5	5,5 < pH ≤ 7	pH > 7
Cd (mg kg ⁻¹)	1	3	4
Cu (mg kg ⁻¹)	50	100	200
Ni (mg kg ⁻¹)	30	75	110
Pb (mg kg ⁻¹)	50	300	450
Zn (mg kg ⁻¹)	150	300	450
Hg (mg kg ⁻¹)	1	1.5	2
Cr (mg kg ⁻¹)	50	200	300

Qualquer tipo de elemento vestigial aplicado com a cinza representa uma fracção adicional que posteriormente poderá solubilizar-se e mobilizar-se para a solução do solo à medida que o pH diminui, sendo tanto maior essa fracção quanto mais vezes se recorrer à neutralização da acidez utilizando a cinza (Zhan *et al.*, 1996). O recurso aos limites estabelecidos para as lamas na deposição das cinzas no solo agrícola pode induzir em erro, uma vez que uma matriz orgânica difere substancialmente de uma matriz inorgânica, caso das lamas e das cinzas respectivamente (Zhan *et al.*, 1996).

Quadro 7 - Valores limite para as quantidades de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos, impostos pelo Decreto Lei nº 118/2006 de 21 de Junho.

Parâmetro	Valor limite
Cd ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	0,15
Cu ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	12
Ni ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	3
Pb ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	15
Zn ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	30
Hg ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	0,1
Cr ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)	4,5

Ao avaliar a concentração de vários elementos em lixiviados, Escudey *et al.* (2007) verificaram que a libertação de zinco era mais elevada nas lamas residuais urbanas do que nas cinzas de lamas residuais urbanas. Perante esta diferença, os elementos vestigiais das cinzas podem ter comportamentos ambientais substancialmente distintos dos das lamas de ETAR (Zhan *et al.*, 1996).

Zhan *et al.* (1996), estudaram a solubilização de metais pesados das cinzas de biomassa, fazendo variar o pH e a dimensão das partículas. Para tal aplicaram doses crescentes de ácido nítrico às fracções de cinza crivadas com granulometrias: <0,5 mm, 0,5-1 mm e 1-2 mm de duas cinzas, A e B, com origens distintas (Figura 8). Desta investigação concluíram que, globalmente, a solubilidade dos metais pesados Cd, Zn, Cr e Cu aumentou com a acidez enquanto que o Pb esteve extremamente insolúvel para qualquer gama de pH.

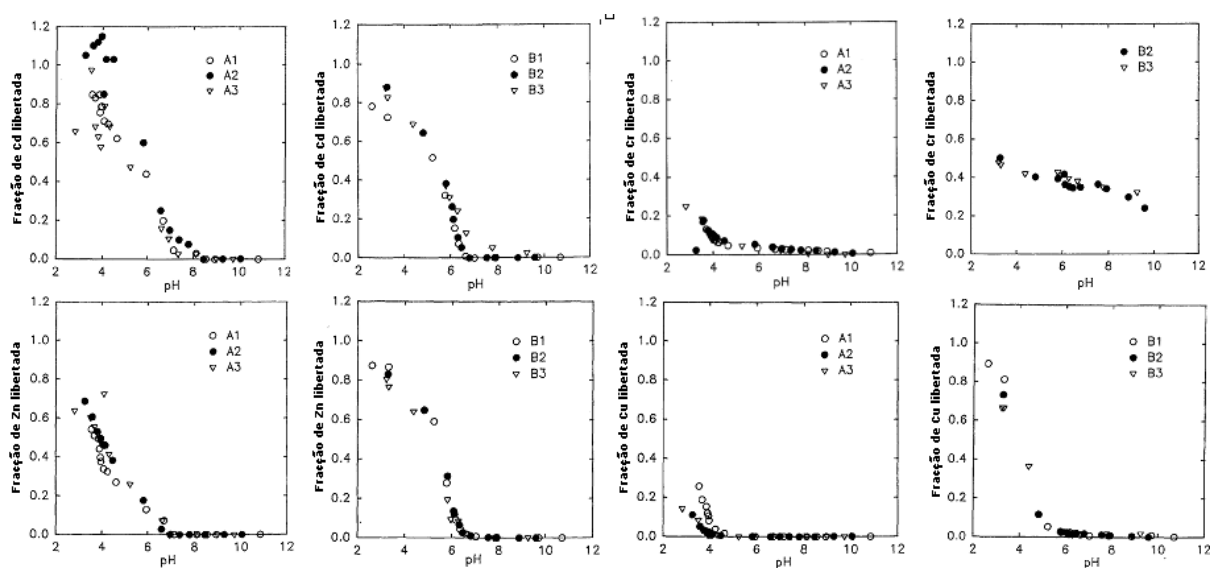


Figura 8 - Libertação de metais pesados de cinzas de biomassa em função do pH. A cinza A foi obtida pela queima de uma mistura de biomassa lenhosa com lamas celulósicas e a cinza B pela incineração de biomassa lenhosa. Os números 1, 2 e 3 representam às fracções granulométricas da cinza <0,5 mm, 0,5-1 mm e 1-2 mm respectivamente (Zhan *et al.*, 1996).

Nieminen *et al.* (2005) ao estudarem a libertação de nutrientes e metais de cinzas de biomassa lenhosa e de turfa, verificaram que todos os metais pesados analisados eram extremamente insolúveis em água em todos os fertilizantes produzidos a partir das cinzas. As cinzas utilizadas como fertilizante estavam sob a forma granulada, endurecida (endurecimento natural) e pulverizada (Quadro 8).

Quadro 8 - Elementos vestigiais totais e solúveis em água presentes nas cinzas utilizadas em Nieminen *et al.* (2005). Os elementos solúveis em água estão entre parêntesis em percentagem do total.

Parâmetro	CBL1 pulverizada	CBL1 endurecida naturalmente	CBL2 pulverizada	CBL2 granulada	CT pulverizada
Zn (mg kg ⁻¹)	3280 (<DT)	3510 (<DT)	4865 (<DT)	4680 (<DT)	129 (<DT)
B (mg kg ⁻¹)	286 (<11,2)	303 (18,3)	420 (14,9)	394 (22,2)	37 (26,9)
Cd (mg kg ⁻¹)	16.2 (<DT)	17,2 (<DT)	28.9 (<DT)	22.9 (<DT)	2 (<DT)
Co (mg kg ⁻¹)	23.2 (-)	21.2 (-)	21.2 (-)	20.3 (-)	23.7 (-)
Cr (mg kg ⁻¹)	79.2 (-)	78.1 (-)	49.6 (-)	51.9 (-)	80 (-)
Cu (mg kg ⁻¹)	93.1 (<DT)	101.5 (<DT)	112.5 (<DT)	124 (<DT)	65.7 (<DT)
Ni (mg kg ⁻¹)	93.6 (-)	81.2 (-)	81.5 (-)	76.7 (-)	78.4 (-)
Pb (mg kg ⁻¹)	241.5 (<DT)	137 (<DT)	54.8 (<DT)	44.5 (<DT)	63.3 (<DT)

Nota: CBL = cinza de biomassa lenhosa; CT = cinza de turfa; <DT = abaixo do limite detectável; - = não determinado.

2.3.4. CINZA DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR

As características das cinzas do bagaço de cana-de-açúcar são algo distintas das oriundas de outras biomassas de origem vegetal. Tomando como referência os dados do Quadro 9, constata-se que o silício é o elemento mineral dominante na cinza da queima do bagaço, representando, nas cinco amostras, valores superiores a 29%. Os restantes elementos possuem proporções variáveis, mas de um modo geral surge por ordem decrescente o cálcio, ferro, alumínio, magnésio e o potássio como elementos mais importantes.

Com menor representatividade estão também presentes o enxofre, o fósforo e o sódio. Importa referir que à semelhança das quantidades de bagaço geradas por uma unidade de processamento da cana-de-açúcar, vários podem ser os factores que influenciam as quantidades e características da cinza, entre elas as condições de combustão, a variedade de cana, a nutrição do canavial, as condições edafoclimáticas impostas à cultura ou até mesmo a eficiência da operação de moagem (Turn *et al.*, 2003).

Quadro 9 - Composição química de diversas cinzas de bagaço de cana-de-açúcar colhidas nos fornos de caldeiras.

Elementos	Hernández <i>et al.</i> (1998)	Anjos & Martinelli (2008)	Cordeiro <i>et</i> <i>al.</i> (2009a)	Singh, <i>et</i> <i>al.</i> (2000)	Borlini <i>et al.</i> (2004)	Média
Si (%)	34,01	32,74	36,63	29,53	36,24	33,83
Al (%)	1,39	1,42	2,26	2,57	1,24	1,78
Ti (%)	0,19	0,28	0,30	-	0,18	0,24
Fe (%)	1,37	3,21	1,26	1,89	1,33	1,81
Ca (%)	5,71	2,25	1,54	6,00	1,64	3,43
Mg (%)	1,68	1,59	0,99	1,75	1,81	1,56
Na (%)	0,31	0,00	0,04	-	-	0,12
K (%)	1,44	0,84	1,44	-	2,24	1,49
S (%)	0,05	0,91	-	1,15	-	0,70
P (%)	0,45	-	0,30	-	0,65	0,47

A presença de elevadas quantidades de silício na cinza do bagaço de cana-de-açúcar é uma característica inerente à própria espécie. A cana-de-açúcar absorve mais silício que qualquer outra planta cultivada (Matinchenkov & Calvert, 2002), exportando quantidades entre 500 a 700 kg Si ha⁻¹ (Anderson, 1991 em Matinchenkov & Calvert, 2002). A absorção avultada deste elemento é comum à generalidade das gramíneas (Matinchenkov & Calvert, 2002; Santos, 1993; Savant *et al.*, 1999). Segundo Turn *et al.* (2003) o surgimento de concentrações mais elevadas de elementos como o alumínio, titânio e ferro, podem dever-se à presença de partículas de solo na superfície da planta.

Segundo Jenkins *et al.* (1998) os combustíveis de gramíneas têm como principais agentes de formação de cinza o silício e o potássio, possuindo também uma quantidade de cloro superior à das outras biomassas. Constata-se com o quadro 10 que a cana-de-açúcar se insere neste padrão, onde por ordem decrescente o silício, o potássio e o cloro se assumem como os elementos minerais dominantes na cinza.

Sabendo que não é a cana o produto incinerado na indústria canavieira, o que se pretende aqui realçar é o facto do tratamento físico induzido à cana-de-açúcar (moagem), provocar alterações que se repercutem na cinza do material remanescente (bagaço). Turn *et al.* (2003) verificaram que após a moagem da planta de cana-de-açúcar (folhas e colmos) ocorreram perdas na cinza de 40% para Mg, 50% para K e S e 90% para Cl. O Ca e o Na foram reduzidos em 25% e 14% respectivamente. O Al, Ti e Fe também foram reduzidos, embora os autores atribuam a causa à remoção de partículas de solo existentes à superfície do material. As concentrações de P e Si aumentaram 15% e 22%, sobretudo devido à remoção de outros elementos minerais, aumentando assim as suas proporções no material final.

Quadro 10 - Composição química da cinza de cana-de-açúcar da variedade B52298 (Turn *et al.*, 2003).

Elemento	Cana-de-açúcar (folhas e colmo)	Cana-de-açúcar processada (folhas e colmo)	Colmo da Cana-de-açúcar
Si (%)	23,79	33,14	11,24
Al (%)	0,57	0,39	0,29
Ti (%)	0,16	0,13	0,05
Fe (%)	0,48	0,37	0,19
Ca (%)	1,91	1,64	1,55
Mg (%)	2,70	1,82	3,35
Na (%)	0,32	0,31	0,15
K (%)	9,63	5,31	16,31
P (%)	0,70	0,93	0,74
S (%)	2,30	1,32	3,81
Cl (%)	6,51	0,89	14,00
C (%)	0,03	0,01	0,01
O (%) (por diferença)	50,91	53,74	48,31

A remoção quase total do cloro por acção da moagem pode ser um indicador da menor perda de metais por volatilização sob a forma de cloretos aquando da combustão, entre eles o potássio e alguns metais pesados, tais como o zinco, cobre, manganês e molibdénio (Vamvuka & Zografos, 2004). A acção selectiva exercida pela cana-de-açúcar sobre a absorção de nutrientes permite que a cinza do bagaço possua elementos que constituem nutrientes das plantas, obtendo-se após a combustão um resíduo passível de ser agronomicamente valorizado, sem grandes riscos de aplicação de metais pesados estranhos à nutrição das plantas.

Ao observar os quadros 9 e 10, verifica-se que não existem elementos que a par do silício se sobressaíam na composição da cinza de bagaço. No quadro 9 a proporção de silício na cinza de bagaço acaba por ser superior a soma dos restantes elementos, com a excepção do oxigénio. Na planta, o silício é classificado como elemento benéfico, ou seja é um nutriente que estimula o crescimento, ou que é essencial para algumas espécies, mas não todas (Varennnes, 2003). No caso cana-de-açúcar e do arroz o silício pode ser considerado agronomicamente essencial para a uma produção sustentável (Savant *et al.*, 1999). A seguir ao oxigénio, o silício é o elemento mais abundante na litosfera (Matichenkov & Calvert, 2002). Quase todos os solos são muito ricos em silício mas os solos altamente meteorizados e ricos em óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio praticamente não o possuem (Varennnes, 2003). Nestas circunstâncias a aplicação de cinza de bagaço pode ser uma prática com algum potencial como forma de colmatar as necessidades neste elemento (Savant *et al.*, 1999). A proporção dos restantes elementos minerais não permitem que a cinza do bagaço veicule ao solo grandes quantidades de um dado elemento em particular, o que não a torna muito interessante como fertilizante. Contudo, do ponto de vista da

sustentabilidade do agroecossistema, a restituição da cinza ao solo é uma mais-valia, já que parte dos seus elementos constituintes foram exportados do solo pela cultura da cana-de-açúcar (Turn *et al.*, 2003).

2.3.5. CINZA DE BIOMASSA LENHOSA

A biomassa lenhosa utilizada para fins energéticos, nomeadamente para o aquecimento ou para a produção de electricidade, gera quantidades apreciáveis de cinza (Nkana *et al.*, 2002). A cinza de biomassa lenhosa é constituída, principalmente, por elementos minerais (nutrientes e não nutrientes) exportados pelas espécies lenhosas, carbono não queimado e partículas de solo que entram nas caldeiras juntamente com a biomassa (Zhan *et al.*, 1996). A composição elementar da cinza é determinada, sobretudo, pela qualidade do material incinerado (Augusto *et al.*, 2008). Normalmente a concentração de nutrientes na casca ou nas folhas é cerca de cinco a dez vezes superior à do cerne da biomassa (Pitman, 2006). Assim, como a maioria dos elementos estão concentrados no ritidoma, o conteúdo em cinza da matriz orgânica vai depender fortemente da proporção de casca na biomassa que entra no incinerador (Olanders & Steenari, 1995). Em alternativa à deposição em aterro, a aplicação da cinza de biomassa lenhosa ao solo parece ser uma forma promissora de valorização. Alguns estudos mostram que a cinza de biomassa lenhosa se comporta como correctivo alcalinizante do solo (Cabral *et al.*, 2008; Chirenge & Ma, 2002; Meiwes *et al.*, 1995; Muse & Mitchell, 1995; Ohno & Erich, 1990) ou como uma importante fonte de P, K, Mg e Ca (Cabral *et al.*, 2008; Nieminen *et al.*, 2005; Ohno & Erich, 1990; Unger & Fernandez, 1990). Os efeitos da cinza de biomassa lenhosa na correcção do pH e no aumento da disponibilidade de nutrientes são apontados como os principais motivos do aumento de produtividade dalgumas culturas, observados após a aplicação deste material ao solo (Erich & Ohno, 1992; Muse & Mitchell, 1995; Nkana *et al.*, 1998; Patterson *et al.*, 2004).

Uma motivação adicional para a aplicação da cinza ao solo deve-se ao facto de a produção de energia a partir de biomassa lenhosa levar a que exista uma remoção extensiva de toda a biomassa florestal existente nos povoamentos, incluindo fracções de biomassa que em sistemas de exploração florestal tradicionais não seriam removidos dos povoamentos, como pequenos ramos, bicadas, folhas, etc.. Este facto, leva a que ocorra uma elevada exportação de nutrientes para fora do sistema, que resulta num empobrecimento acrescido dos solos florestais em nutrientes (Steenari *et al.*, 1999).

Quadro 11 - Análise elementar de várias cinzas de biomassa lenhosa.

Elementos	Misra <i>et al.</i> (1993)	Muse & Mitchell (1995)	Steenari & Lindqvist (1997)	Chirenje & Ma (2002)
Si %	0,13	-	13,3	-
Al %	<0,03	1,25	3,44	0,8
Ca %	31,35	12	29,8	10
Fe %	0,09	0,626	1,7	0,7
K %	10,25	1,33	4,1	0,8
Mg %	7,57	0,773	3,7	0,9
Mn %	0,14	0,26	2,7	0,086
Na %	<0,06	0,141	0,84	2,6
Ti %	-	-	0,14	-
P %	0,56	0,3	1,75	0,3
S %	1,21	0,41	0,04	-
Cl %	-	-	<0,002	-
N %	-	0,452	-	-
C orgânico %	-	24,7	5,0	43,1
Pb (mg kg ⁻¹)	-	72	4	60
Cd (mg kg ⁻¹)	-	1,53	<0,2	3
Cu (mg kg ⁻¹)	200	66,8	100	37
Cr (mg kg ⁻¹)	-	75,3	79	2
Mo (mg kg ⁻¹)	-	14,6	<5	-
Ni (mg kg ⁻¹)	-	15,8	200	10
Zn (mg kg ⁻¹)	-	183	165	329
Ba (mg kg ⁻¹)	-	588	-	177
B (mg kg ⁻¹)	400	95,2	155	-
As (mg kg ⁻¹)	-	-	1,4	2
Se (mg kg ⁻¹)	-	-	<0,1	19

3. MATERIAL E MÉTODOS

Com o objectivo de avaliar o efeito da aplicação de cinza da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa nas propriedades do solo e no crescimento do milho, e compará-lo com o efeito de dois calcários agrícolas, realizaram-se dois ensaios:

- Um ensaio laboratorial de incubação, onde se avaliou o efeito de doses crescentes de cinza e dos calcários nas propriedades químicas de dois solos e se estimou a dose adequada para corrigir o pH de cada um dos solos;
- Um ensaio de vegetação em vasos com a cultura do milho onde se avaliou, em condições controladas, o efeito da dose considerada adequada para corrigir o pH, na fertilidade do solo e no crescimento e extracção de nutrientes pela cultura do milho.

3.1. SOLO

Nos ensaios utilizaram-se dois solos ácidos:

- Solo Litólico não húmico derivado de granitos (Pg) (Classificação portuguesa), colhido na zona de Castelo Branco; Cambissolo Háplico (Eutrico) (Classificação da FAO; WRB, 2006);
- Solo Podzolizado: Podzol não hidromórfico sem surraipa de areias (Ap) (Classificação portuguesa), colhido no posto experimental de Pegões; Arenossolo Háplico (Dístrico) (Classificação da FAO; WRB, 2006).

Nos quadros 12 e 13 apresentam-se as principais características dos solos utilizados nos ensaios.

Quadro 12 - Análise mecânica realizada ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.

Parâmetro	Solo	
	Litólico	Podzolizado
Elementos grosseiros (> 2 mm) (%)	26,14	2,13
Terra fina (< 2 mm) (%)	73,86	97,87
Areia grossa (%)	49,61	70,70
Areia fina (%)	17,36	17,00
Limo (%)	16,00	9,70
Argila (%)	16,15	2,60

Quadro 13 - Análise química realizada ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.

Parâmetro	Solo		Parâmetro	Solo	
	Litólico	Podzolizado		Litólico	Podzolizado
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	2,7	10,7	Cu extraível (mg kg ⁻¹) ²	0,92	1,91
pH H ₂ O	5,21	5,87	Zn extraível (mg kg ⁻¹) ²	1,94	1,53
pH KCl	3,10	4,79	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	2,29	1,06
Fósforo (P) extraível (mg kg ⁻¹) ¹	58,42	47,18	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	1,63	0,20
Potássio (K) extraível (mg kg ⁻¹) ¹	8,39	15,48	K (cmol _c kg ⁻¹)	0,06	0,11
Fe extraível (mg kg ⁻¹) ²	19,67	34,50	Na (cmol _c kg ⁻¹)	0,11	0,17
Mn extraível (mg kg ⁻¹) ²	12,19	18,11			

¹ Método de Egner-Riehm² Método de Lakanen-Ervio

O solo Litólico caracteriza-se por ter um teor de argila substancialmente mais elevado e uma quantidade de matéria orgânica significativamente mais baixa que o solo Podzolizado (Quadro 12). O solo Litólico também possui quantidades de cálcio e magnésio de troca mais elevados que o solo Podzolizado (Quadro 13). Estas são as principais características que diferem os dois solos e que serão de maior relevância quanto ao comportamento de ambos durante os ensaios.

3.2. CINZA E CALCÁRIOS AGRÍCOLAS

Nos dois ensaios realizados, para além da cinza utilizaram-se dois calcários agrícolas, um calcário calcítico e um calcário dolomítico.

A cinza utilizada nos ensaios foi recolhida no dia 10 de Abril de 2009 no Engenho Novo da Madeira localizado no Município da Calheta, Região Autónoma da Madeira. Esta cinza resultou da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa, essencialmente eucalipto. Do bagaço de cana-de-açúcar produzido por esta fábrica apenas 30% é utilizado na própria indústria como combustível, sendo o restante utilizado como “mulch” na agricultura e jardins ou direccionado para a compostagem. A baixa capacidade de valorização energética do bagaço nesta fábrica deve-se essencialmente à capacidade de armazenamento deficiente e à produção diária de grandes volumes de resíduo que, associados à elevada humidade (aproximadamente 50%) induzem fortes limitações ao seu consumo, impossibilitando a total substituição da biomassa lenhosa na produção de vapor para a indústria. Quanto à cinza produzida nas caldeiras, esta é amontoada junto à unidade agro-industrial ou conduzida para aterro.

Visualmente esta cinza apresenta uma quantidade de carvão apreciável e alguns calhaus de sinterizados. O carvão é um indicador de que o aproveitamento energético da

biomassa não foi completo (Coelho & Costa, 2007) e os sinterizados sugerem que existem quantidades apreciáveis de silício na cinza (Olanders & Steenari, 1995).

Visto que a cinza possuía uma granulometria muito heterogênea, sobretudo devido aos sinterizados e ao carvão, por forma a que se assemelhasse ao máximo com a granulometria dos correctivos agrícolas, o resíduo foi moído num almofariz até que passasse na totalidade pelo crivo de abertura de malha de 2 mm e pelo menos 55% no crivo de abertura de malha de 0,5 mm. Os correctivos agrícolas alcalinizantes deverão passar, na totalidade, no crivo de abertura de malha de 2 mm e pelo menos 60% no crivo de abertura de malha de 0,71 mm (LQARS, 2006; Santos, 2002). Dada a inexistência no laboratório de um crivo de 0,71 mm, recorreu-se ao crivo de 0,5 mm, reduzindo-se também as exigências quanto à percentagem de cinza que por ele deveria passar.

Quimicamente a cinza difere dos calcários nalguns parâmetros (Quadro 14), nomeadamente no ECC, que é cerca de 3 vezes inferior, na concentração de cálcio e magnésio, que é significativamente mais baixa, e na concentração de micronutrientes, substancialmente mais elevada.

No quadro 14 apresentam-se as principais características da cinza e dos dois calcários agrícolas utilizados nos ensaios.

Quadro 14 - Principais características da cinza e dos dois calcários utilizados nos ensaios.

Parâmetro	Cinza	Calcário calcítico	Calcário dolomítico	Parâmetro	Cinza	Calcário calcítico	Calcário dolomítico
ECC (% CaCO ₃)*	34,60	95,60	99,50	Mn (mg kg ⁻¹)	1960,53	14,49	48,28
N (g kg ⁻¹)	0,35	-	-	Zn (mg kg ⁻¹)	84,57	5,80	5,91
P (g kg ⁻¹)	16,43	-	-	Cu (mg kg ⁻¹)	26,80	4,83	4,93
K (g kg ⁻¹)	116,13	-	-	Ni (mg kg ⁻¹)	33,58	-	-
Na (g kg ⁻¹)	0,51	-	-	Pb (mg kg ⁻¹)	1,64	-	-
Ca (g kg ⁻¹)	63,28	283,10	285,20	Cd (mg kg ⁻¹)	0,50	-	-
Mg (g kg ⁻¹)	32,84	1,80	61,00	Cr (mg kg ⁻¹)	24,77	-	-
Fe (mg kg ⁻¹)	13796,95	145,89	555,67	As (mg kg ⁻¹)	0,02	-	-

* equivalente de carbonato de cálcio (ECC), também designado por valor neutralizante.

3.3. ENSAIO LABORATORIAL DE INCUBAÇÃO

Para a realização deste ensaio seguiu-se o procedimento descrito em Cabral *et al.* (2008), com algumas modificações.

O ensaio foi delineado de acordo com um esquema factorial em que se utilizaram:

- 2 solos (solo Litólico e solo Podzolizado);
- 3 correctivos alcalinizantes (cinza, calcário calcítico e calcário dolomítico)
- 5 doses de cada correctivo (equivalente a 0,0, 0,5, 1,0, 2,0 e 4,0 g $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$);
- 4 repetições por modalidade.

As doses de correctivo foram estabelecidas em função do seu valor neutralizante ou equivalente de carbonato de cálcio (ECC; Quadro 14). O ECC de cada correctivo corresponde à capacidade que o correctivo tem para neutralizar a acidez do solo expressa em carbonato de cálcio puro (Pitman, 2006). Por exemplo, a cinza utilizada neste ensaio tem um ECC de 34,6% o que significa que 100 kg de cinza tem um efeito neutralizante idêntico ao efeito neutralizante de 34,6 kg de carbonato de cálcio puro. Desta forma, as quantidades dos correctivos a utilizar em cada dose foram estabelecidas de modo a que, com cada correctivo, se aplicasse ao solo uma igual quantidade equivalente de CaCO_3 (Quadro 15).

Quadro 15 - Quantidades de correctivo aplicadas no ensaio de incubação.

Correctivo	Quantidade aplicada (g kg^{-1} solo)				
Cinza	0,0	1,45	2,89	5,78	11,57
Calcário calcítico	0,0	0,52	1,05	2,09	4,18
Calcário dolomítico	0,0	0,50	1,01	2,01	4,02
Dose equivalente de CaCO_3	0,0	0,5	1,0	2,0	4,0

O ensaio de incubação foi instalado no dia 20 de Maio e decorreu durante 56 dias. Para sacos de polietileno negro pesou-se 1 kg de terra, adicionou-se a quantidade correspondente de correctivo alcalinizante (Quadro 15) e adicionou-se uma quantidade de água destilada correspondente a 65% da capacidade máxima de retenção de água do solo (166 ml kg^{-1} e 128 ml kg^{-1} para o solo Litólico e Podzolizado, respectivamente). No total preparam-se 120 sacos, 60 para cada tipo de solo.

Os sacos foram colocados numa estufa de incubação a uma temperatura constante de 25°C . Periodicamente os sacos foram abertos para permitir a renovação do ar e garantir condições de aerobiose durante todo o ensaio. Os sacos também foram pesados regularmente para avaliar as perdas de água por evaporação e, sempre que necessário, adicionou-se água destilada para repor a água evaporada.

Durante o período de incubação foram feitas 5 amostragens (dia 1, 7, 14, 28, e 56 após a instalação) e mediu-se o respectivo pH. No final do ensaio, dia 56, a terra de cada saco foi seca ao ar e posteriormente crivada num crivo de abertura de malha de 2 mm. Na

terra fina assim obtida determinou-se o teor de bases de troca (Ca, Mg, K e Na) e o fósforo e potássio extraíveis, de acordo com as metodologias apresentadas em 3.5.

3.4. ENSAIO DE VEGETAÇÃO EM VASOS

O ensaio de vegetação em vasos com a cultura do milho (*Zea mays* L. cv. Moncada) decorreu durante 38 dias, entre 9 de Junho e 17 de Julho de 2009 na estufa do Horto de Química Agrícola Boaventura de Azevedo do Instituto Superior de Agronomia.

O ensaio foi estabelecido em vasos, contendo 5 kg de terra no caso do solo Podzolizado e 4 kg para o solo Litólico. As modalidades utilizadas no ensaio são as apresentadas no quadro 16, tendo sido, cada uma, repetida 4 vezes.

Quadro 16 - Descrição das modalidades utilizadas no ensaio de vegetação e quantidades de correctivo aplicadas.

Modalidade	Solo	Correctivo	Dose (g CaCO ₃ kg ⁻¹ solo)	Quantid. Correctivo (g/vaso)
1	Litólico	-	-	-
2	Litólico	Cinza	2,0	23,13
3	Litólico	Calcário dolomítico	2,0	8,36
4	Litólico	Calcário calcítico	2,0	8,04
5	Podzolizado	-	-	-
6	Podzolizado	Cinza	0,5	7,23
7	Podzolizado	Calcário dolomítico	0,5	2,61
8	Podzolizado	Calcário calcítico	0,5	2,51

As quantidades de correctivo necessárias por cada vaso foram determinadas atendendo aos resultados obtidos no 14º dia de incubação, aplicando-se as doses que conduziram a um pH dentro do intervalo de 6 a 7. Assim no solo Litólico aplicaram-se 2 g equivalente CaCO₃ kg⁻¹ e no solo Podzolizado 0,5 g equivalente CaCO₃ kg⁻¹.

Cada vaso foi fertilizado com uma solução nutritiva NPK, fraccionada em 3 aplicações. Na primeira aplicação, adubação de fundo, aplicou-se a totalidade do fósforo (500 mg P₂O₅/vaso) e potássio (500 mg K₂O/vaso) e apenas 1/3 do azoto (250 mg N/vaso) necessário. A restante quantidade de azoto foi aplicada em duas adubações de cobertura (250 mg N/vaso em cada cobertura), uma no dia 4 e outra no dia 11 de Julho. Desta forma aplicou-se uma quantidade total por vaso de 750 mg N. Os nutrientes foram veiculados através de reagentes *pro-analysis*, nomeadamente, nitrato de amónio (NH₄NO₃), di-hidrogenofosfato de potássio (KH₂PO₄) e sulfato de potássio (K₂SO₄) nas quantidades apresentadas no quadro 17.

Quadro 17 - Quantidades de adubo aplicadas no ensaio de vegetação.

Adubação	NH ₄ NO ₃ (mg/vaso)	KH ₂ PO ₄ (mg/vaso)	K ₂ SO ₄ (mg/vaso)
Fundo	714	958	313
1ª cobertura	714	-	-
2ª cobertura	714	-	-
Total	2143	958	313

No dia 9 de Junho, semearam-se 4 sementes de milho (*Zea mays* L. cv. Moncada) por vaso. Após a germinação, acerta-se o número de plantas de modo a ficarem apenas duas por vasos.

Durante o ensaio, a terra foi mantida com um teor de humidade correspondente a 65% da capacidade máxima de retenção de água, de modo a garantir um adequado arejamento e disponibilidade de água para as plantas. Para tal, os vasos foram regados diariamente com água desionizada, controlando-se o teor de humidade por pesagem dos vasos no momento da rega.

No final do ensaio de vegetação recolheu-se a biomassa do milho, pesou-se e secou-se em estufa eléctrica com ventilação forçada, durante aproximadamente 3 dias, à temperatura de 60-65°C. Após a secagem, a biomassa foi moída e determinou-se a sua composição mineral (N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn e Mn).

Foram, também, colhidas amostras de terra dos vasos que, após secagem ao ar, foram crivadas num crivo de abertura de malha de 2 mm e posteriormente analisadas (pH, bases de troca, fósforo, potássio, ferro, manganês, cobre e zinco extraíveis).

3.5. MÉTODOS ANALÍTICOS

3.5.1. ANÁLISE DE TERRAS

O pH do solo foi determinado numa suspensão solo/água (pH H₂O) e solo/solução de KCl 1M (pH KCl), na proporção 1:2,5 (m/v), após 1 hora de contacto (Póvoas & Barral, 1992), utilizando um medidor de pH Metrohm modelo 632. A matéria orgânica foi determinada por oxidação por via húmida, tal como descrito em Walkley & Black (1934).

O fósforo e o potássio foram extraídos utilizando uma solução de lactato de amónio a ácido acético tamponizado a pH 3,75, designada por solução de Egner-Riehm (Egner *et al.*

1960) e quantificados por espectrofotometria de absorção molecular no caso do fósforo e por fotometria de emissão de chama no caso do potássio.

As bases de troca (Ca, Mg, K e Na) foram determinadas pelo método do acetato de amónio 1M a pH 7 (Schollenberger & Simon, 1945) e quantificadas por espectrofotometria de absorção atómica.

Os micronutrientes catiões Cu, Fe, Zn e Mn extraíveis foram quantificados por espectrofotometria de absorção atómica após extracção com uma solução de ácido acético 0,5 M, acetato de amónio 0,5 M e EDTA 0,02 M, de acordo com a metodologia descrita em Lakanen e Ervio (1971).

3.5.2. ANÁLISE DOS CORRECTIVOS ALCALINIZANTES E PLANTAS

O valor neutralizante ou equivalente de carbonato de cálcio dos correctivos alcalinizantes foi determinado de acordo com a metodologia descrita em AOAC (1990).

Os elementos minerais P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Fe, Mn e Cu nos correctivos e plantas foram quantificados no extracto obtido após a mineralização da amostra a 550°C, seguida da solubilização dos sólidos não voláteis remanescentes com HCl 3 M a 100°C (Marti & Muñoz 1957). No extracto assim obtido, quantificou-se o fósforo por espectrofotometria de absorção molecular e os restantes elementos por espectrofotometria de absorção atómica.

Para a determinação dos metais Ni, Pb, Cd, Cr e As, as amostras de cinza foram submetidas a uma digestão em microondas com uma solução de ácido nítrico a 65%. No extracto obtido quantificaram-se os elementos referidos por espectrofotometria de absorção atómica.

O azoto foi determinado pelo método Kjeldahl, de acordo com a metodologia descrita em Horneck & Miller (1998).

3.6. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados obtidos foram sujeitos a uma análise de variância (ANOVA; Anexos 4,5,6,7 e 8) e, posteriormente, a um teste de comparação de médias, utilizando o teste da diferença mínima significativa (dms ou LSD) a um nível de significância de 5% (Zar, 1996). A análise estatística foi executada recorrendo ao programa Statistix 7.0.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os materiais e métodos utilizados, neste capítulo apresentam-se e discutem-se os resultados obtidos no ensaio laboratorial de incubação e no ensaio de vegetação com a cultura do milho.

4.1. ENSAIO LABORATORIAL DE INCUBAÇÃO

4.1.1. EVOLUÇÃO DO pH

Para avaliar a evolução do pH nas diferentes modalidades utilizadas no ensaio de incubação, determinou-se o pH em água ao fim de 1, 7, 14, 28 e 56 dias, após a mistura dos correctivos alcalinizantes com o solo. Este procedimento originou um número elevado de resultados, tendo-se optado por fazer a sua apresentação em três conjuntos de gráficos diferentes (Figuras 9, 10 e 11). Nos quadros 1,2,3 e 4 do anexo 2 apresentam-se todos os valores médios de pH utilizados e no quadro 1 do anexo 1 todos os valores de pH obtidos em cada repetição ao longo do ensaio. Os resultados das análises de variância estão nos quadros dos anexos 4, 5 e 6.

Na figura 9, apresenta-se, para cada correctivo e para cada solo, a evolução do pH das várias doses de material. Relativamente à evolução do pH das modalidades testemunha (solo sem correctivo) observou-se um padrão de variação bastante diferente nos dois solos. O pH do solo Litólico não variou de forma significativa ao longo de todo o ensaio enquanto que no solo Podzolizado o pH baixou de forma significativa ao longo do período de incubação. O solo Podzolizado, com um pH inicial mais próximo da neutralidade e um maior teor de matéria orgânica, terá características mais favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos do solo, cuja actividade tende a reduzir o pH do solo, por exemplo, através da nitrificação e da dissolução do CO₂ resultante da respiração microbiana, fenómenos que tendem a acidificar naturalmente o solo (Maiwes, 1995; Santos, 2001). Muse & Mitchell (1995) observaram, igualmente, uma diminuição natural do pH do solo no decorrer de ensaios de incubação.

Na figura 9, constata-se ainda que, para cada correctivo, existem diferenças significativas entre os valores de pH obtidos com as diferentes doses logo a partir do primeiro dia de incubação, excepto nas doses 0,5 e 1,0 dos calcários calcítico e dolomítico aplicados ao solo Litólico.

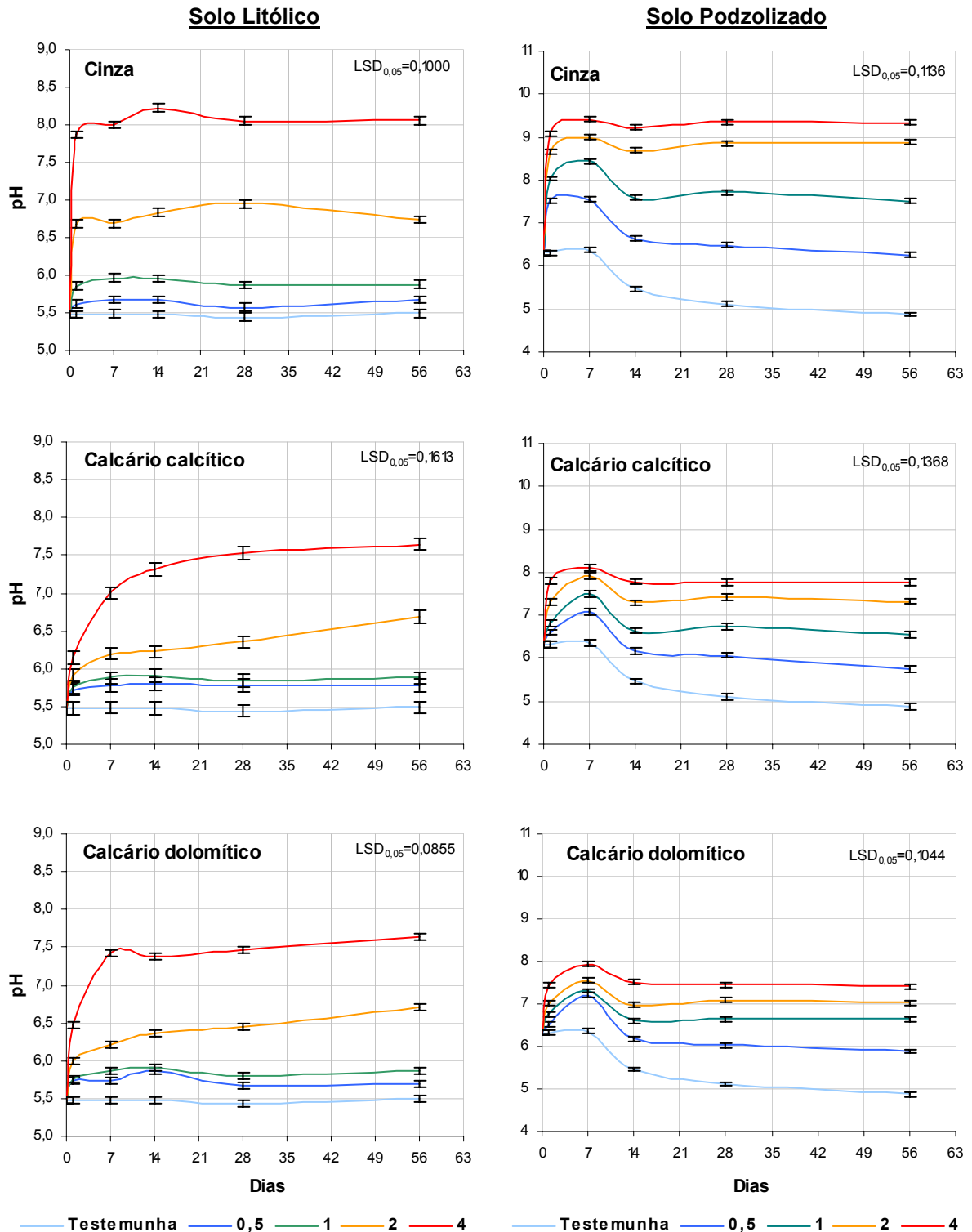


Figura 9 - Evolução dos valores de pH em cada correctivo aplicado ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.

Os resultados obtidos evidenciam ainda, que o delineamento do ensaio de incubação foi correcto, obtendo-se gamas de variação de pH relativamente elevadas entre a

modalidade testemunha e a dose mais elevada de cada correctivo, facto desejável num ensaio deste tipo.

No solo Litólico, em todas as doses de cinza, há um aumento acentuado do pH nos primeiros dias de incubação, não se observando, posteriormente, diferenças significativas entre os valores de pH no 7º e no 56º dia. Neste correctivo a fraca oscilação do pH entre as várias datas de amostragem remete para um pH relativamente estável ao longo do tempo. Este resultado indica que a cinza teve uma acção mais rápida sobre o pH do solo, o que poderá ser vantajoso sempre que se queira efectuar uma rápida correcção do pH do solo, por exemplo em culturas hortícolas ou arvenses com um ciclo curto. Ao contrário da cinza, nos dois calcários observaram-se valores de pH significativamente superiores no dia 56 comparativamente com os do dia 7, mais evidente nas doses mais elevadas (2 e 4 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$). Este resultado significa que, ao contrário da cinza, o pH nos calcários aumenta gradualmente ao longo do tempo de incubação até atingir a estabilização.

No caso do solo Podzolizado, a variação natural do pH que ocorreu durante a incubação, acabou por se repercutir no efeito neutralizante dos correctivos alcalinizantes, mascarando o efeito dos correctivos e dificultando a interpretação do real efeito sobre o pH do solo. Nas doses mais baixas (0,5 e 1 g equivalente de $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$) constata-se que ao longo do tempo as modalidades com correctivo acompanharam esta descida natural do pH do solo, contudo com um pH sempre mais elevado do que a testemunha. Já nas doses mais elevadas (2 e 4 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$) os correctivos ofereceram alguma resistência à descida natural do pH do solo, mantendo-o relativamente constante ao longo do tempo. Desta forma, e tendo em conta o padrão de variação da modalidade testemunha, verificamos que, em termos gerais, o que foi referido para o solo Litólico também se aplica ao solo Podzolizado. Em futuros ensaios, será aconselhável sujeitar todos os solos com estas características a um período de pré-incubação, de aproximadamente um mês, de modo a que aquando da aplicação dos correctivos o pH do solo já esteja estabilizado.

Na figura 10 apresenta-se, para igual dose equivalente de cada correctivo, o seu efeito no pH do solo ao longo do tempo. No solo Litólico, nas doses equivalentes a 0,5 e 1,0 g $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$, o pH obtido em cada data de amostragem foi idêntico nos 3 correctivos. No entanto, nestas modalidades, o pH final obtido foi inferior ao valor 6,5, valor considerado adequado para a maioria das culturas (Terrón, 2002). Nas restantes modalidades verificou-se que, para a mesma dose, foi a cinza o correctivo que provocou os maiores acréscimos de pH no solo, tendo sido também o correctivo que, após aplicação, mais rapidamente estabilizou o valor de pH. No caso do solo Podzolizado, a cinza foi o correctivo que originou, para qualquer data ou dose, o pH mais elevado.

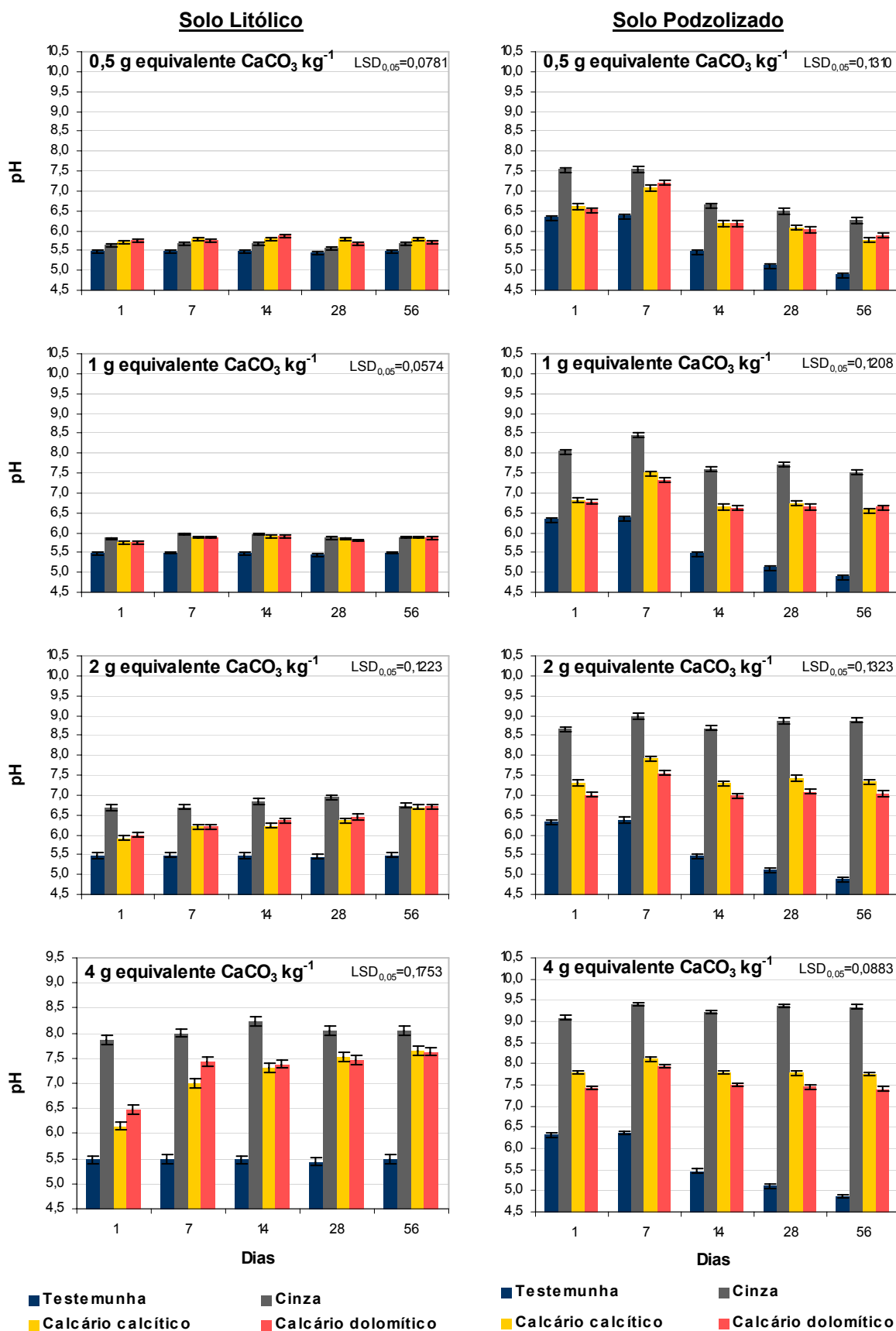


Figura 10 - Evolução dos valores do pH em cada dose dos três correctivos aplicados aos solos Litólico e no solo Podzolizado.

Estes resultados estão de acordo com os obtidos por Muse & Mitchell (1995), que aplicando vários correctivos alcalinizantes, com base no equivalente de carbonato de cálcio, verificaram que a cinza originava um pH final do solo sempre superior ao das modalidades em que se aplicaram calcários. Também Nkana *et al.* (2002) ao avaliaram o efeito da aplicação de cinza e calcário ao solo, num ensaio de 60 dias, concluíram que o pH final do solo foi mais elevado nos tratamentos com cinza do que nos tratamentos com calcário.

Estas diferenças estarão, sobretudo, relacionadas com a composição dos três correctivos. O calcário calcítico é composto, maioritariamente, por carbonato de cálcio enquanto que o calcário dolomítico é constituído por carbonatos de cálcio e magnésio (Santos, 2002; Varennes, 2003). A composição da cinza é mais variada, possuindo vários metais alcalinos, alcalino-terrosos e de transição, sendo de destacar, para além do cálcio e do magnésio, a presença de potássio e sódio, entre outros, dependendo a sua constituição da espécie vegetal (Jenkins *et al.*, 1998), do solo onde se produziu a biomassa (Nkana *et al.*, 1998), das práticas de fertilização (Davidsson *et al.*, 2002) ou das condições de incineração (Cambell, 1990 em Zhan, 1996).

Comparativamente ao Ca e o Mg presentes nos calcários, o potássio e sódio são elementos que originam composto com uma maior solubilidade (Ulery *et al.*, 1993). Por outro lado, na cinza, para além dos carbonatos, existem também óxidos, hidróxidos, fosfatos e silicatos que em conjunto contribuem para o seu poder neutralizante (Savant, 1999; Steenari, *et al.*, 1999; Vamvuka & Zografos, 2004). Os óxidos e hidróxidos são dos compostos mais abundantes nas cinzas e possuem uma reactividade mais elevada que os carbonatos (Muse & Mitchell, 1995, Varennes, 2003, Steenari, *et al.*, 1999; Ulery *et al.*, 1993). Deste modo, em igualdade de circunstâncias, a maior reactividade dos óxidos e hidróxidos e a maior solubilidade dos compostos contendo K e Na fazem com que o efeito neutralizante da cinza seja mais rápido e que, para quantidades equivalentes de correctivo, se atinja um pH final mais elevado.

Na figura 11 apresentam-se os valores de pH ao 14º e 56º dia de incubação. Estas datas correspondem aos valores de pH utilizados para definir a quantidade de correctivo a ser aplicada no ensaio de vegetação (14º dia) e aos valores de pH no final do ensaio (56º dia).

No 14º dia de incubação, os 3 correctivos apresentaram os valores de pH, nas doses 2,0 e 0,5 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$ no solo Litólico e no solo Podzolizado, respectivamente, dentro do intervalo 6 a 7. Por este motivo, estas doses foram as seleccionadas para serem utilizadas no ensaio de vegetação (4.2).

Estatisticamente, as leituras de pH no final do ensaio, para os três correctivos no solo Litólico, não foram significativamente diferentes nas doses 0,5, 1 e 2 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$. Já no solo Podzolizado só não foram significativamente diferentes os calcários nas doses 0,5 e 1 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$ de solo. Na dose mais elevada aplicada ao solo Litólico, a cinza conduziu a um pH significativamente mais elevados que o dos calcários.

Ao fim dos 56 dias de incubação, no solo Litólico, os 3 correctivos deram respostas relativamente próximas às doses crescentes, enquanto no solo Podzolizado houve uma certa disparidade entre correctivos, cuja diferença se intensificou com a dose.

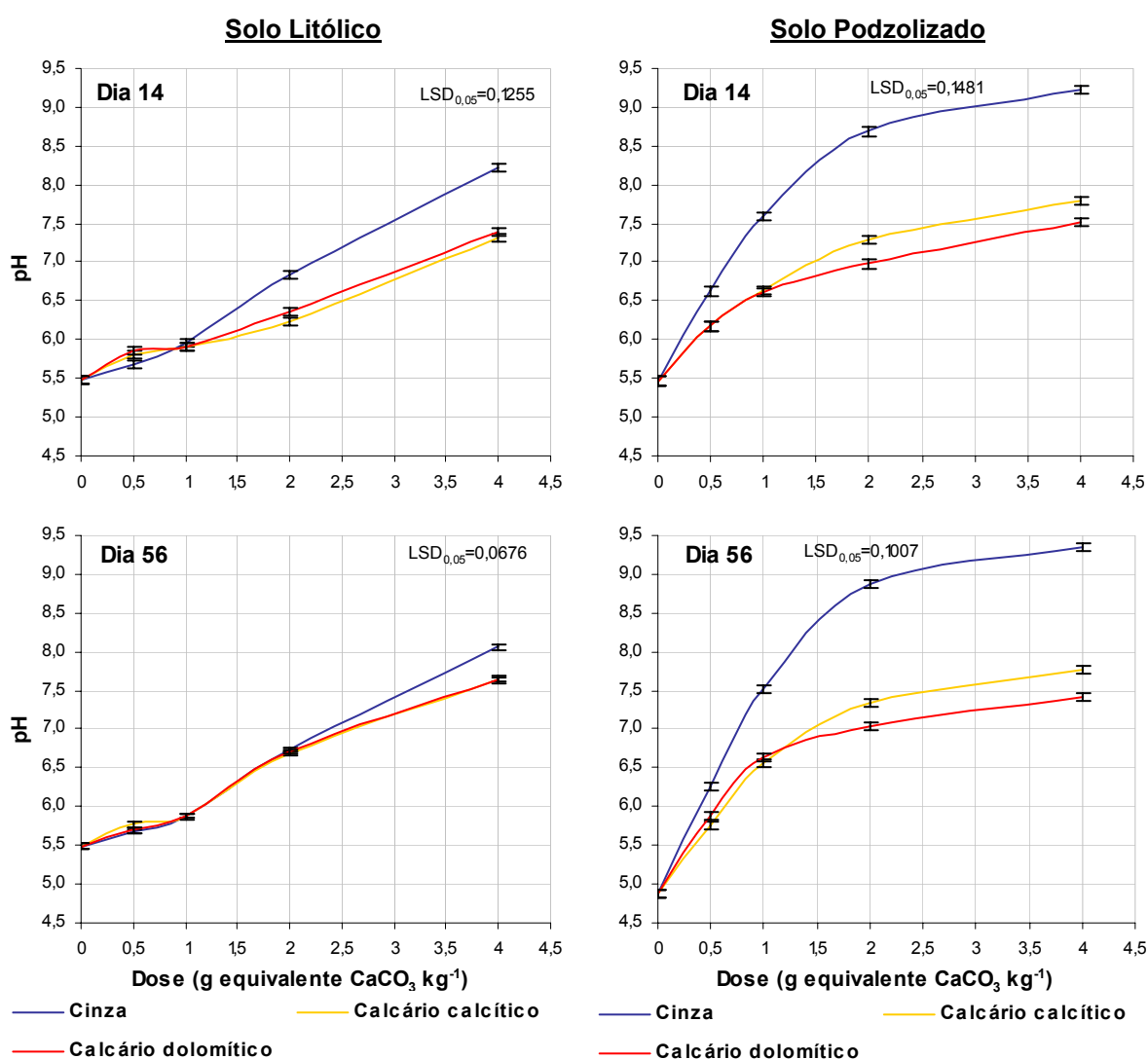


Figura 11 - Valores de pH resultantes de doses crescentes de correctivo aplicados ao solo Litólico e ao solo Podzolizado.

4.1.2. BASES DE TROCA

Na figura 12 apresentam-se, para todas as modalidades e para cada dose, a média das bases de troca no solo no final do ensaio. Nos quadros 5 e 6 do anexo 2 apresentam-se todos os valores médios das bases de troca no final do ensaio e nos quadros 2 e 3 do anexo 1, todos os valores obtidos em cada repetição. Os resultados das análises de variância do solo Litólico estão no quadro 1 do anexo 7 e do solo Podzolizado no quadro 2 do mesmo anexo.

O calcário calcítico foi o correctivo que mais contribuiu para o aumento do teor de cálcio de troca, verificando-se que, relativamente à testemunha e em ambos os solos, este aumento foi significativo logo a partir da dose 0,5 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$. Comparativamente aos restantes correctivos alcalinizantes, verificou-se que nas doses mais elevadas (2 e 4 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$) o cálcio de troca, nas modalidades em que se aplicou calcário calcítico, foi significativamente superior ao observado com as mesmas doses dos restantes correctivos. Relativamente ao efeito da cinza e do calcário dolomítico verificou-se que o aumento da dose originou, também, aumentos dos teores de cálcio de troca relativamente à testemunha, embora inferiores aos observados para as mesmas doses de calcário calcítico. Por outro lado, observou-se, ainda, que não ocorreram diferenças significativas entre estes dois correctivos.

A cinza e o calcário dolomítico foram os correctivos que contribuíram para o enriquecimento do complexo de troca em magnésio, em todas as doses aplicadas e em ambos os solos. Contudo, os acréscimos observados com a aplicação de cinza foram significativamente superiores aos verificados com o calcário dolomítico. Em contrapartida, o calcário calcítico não afectou o teor de magnésio de troca, exceptuando-se a dose mais elevada aplicada ao solo Litólico, onde houve mesmo uma redução significativa do magnésio de troca comparativamente à respectiva testemunha.

Relativamente ao potássio de troca, a cinza foi o único correctivo que afectou significativamente o seu teor. Efectivamente, observou-se uma tendência de aumento muito acentuado dos teores de potássio de troca com o aumento da dose de cinza. Por outro lado, os dois calcários não afectaram o teor de potássio de troca em nenhum dos solos utilizados. À semelhança do observado com o potássio, a cinza foi o único correctivo que proporcionou acréscimos significativos do sódio de troca no solo. No entanto, esses acréscimos apenas foram significativos nas doses mais elevadas de cinza, 2 e 4 g equivalente de $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$, de ambos os solos. Os calcários não provocaram qualquer alteração significativa do teor de sódio no complexo de troca dos dois solos.

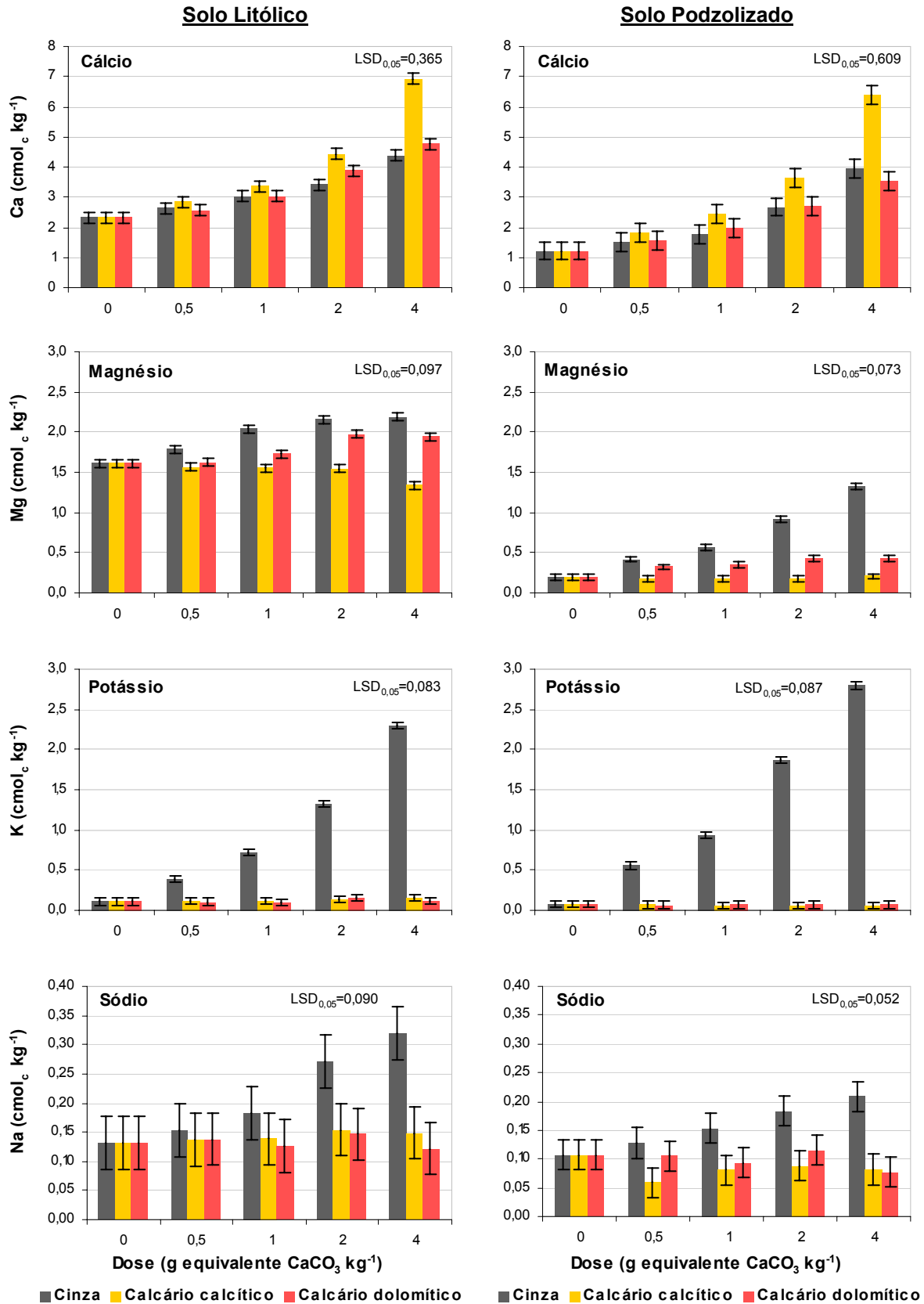


Figura 12 - Bases de troca em cada dose dos de três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.

Dos resultados apresentados é possível deduzir que a utilização da cinza para a neutralização da acidez do solo, em substituição dos calcários agrícolas, propicia uma adição mais diversificada de bases de troca, nomeadamente magnésio e potássio, para além do cálcio, o que poderá ser mais vantajoso nas situações em que o teor destes elementos no solo seja relativamente baixo.

Unger & Fernandez (1990) avaliaram os efeitos da cinza a curto prazo em solos florestais, aplicando doses de correctivo entre 0 e 20 Mg ha⁻¹. No horizonte orgânico observaram que, relativamente à dose zero, houve um acréscimo considerável do cálcio, potássio e sódio de troca, sendo muito pouco variável a quantidade de magnésio de troca. Devido à retenção de algumas bases na camada “mor”, sobretudo bases bivalente, o horizonte mineral subsequente obteve um enriquecimento absoluto consideravelmente mais baixo, apesar do enriquecimento relativo em bases ter sido muito elevado, seguindo a ordem K>>Ca>Na>>Mg.

Nkana *et al.* (1998) num ensaio de vegetação com azevém em solos ácidos, aplicando doses crescentes de cinza e carbonato de cálcio de modo a se atingir o pH de 5,5, 6,0, e 6,5, verificaram que a cinza provocou um aumento significativo de bases no complexo de troca comparativamente ao controlo. Para cada pH alvo, o teor de cálcio de troca foi significativamente mais elevado com a adição de carbonato de cálcio. Contudo, a cinza foi o correctivo que mais aumentou as concentrações de magnésio e potássio de troca, o que coincide com os resultados do presente trabalho.

O enriquecimento em bases no complexo de troca é também mensurável através da soma das bases (Ca + Mg + K + Na). A figura 13 representa, em dois gráficos, a soma das bases em cada dose dos três correctivos, no solo Litólico e no solo Podzolizado. Nos quadros 5 e 6 do anexo 2 apresentam-se todos os valores médios da soma das bases de troca no final do ensaio e nos quadros 2 e 3 do anexo 1 todos os valores obtidos em cada repetição. Os resultados das análises de variância estão nos quadros 1 e 2 do anexo 7.

Em ambos os solos, a partir da dose 1 g equivalente CaCO₃ kg⁻¹ todos os correctivos originam um valor total de bases significativamente superior à modalidade em que não se aplicou correctivo (testemunha). A cinza foi o correctivo que originou os maiores teores de soma de bases, especialmente a partir das doses 2 e 4 g equivalente CaCO₃ kg⁻¹, seguindo-se o calcário calcítico e o dolomítico.

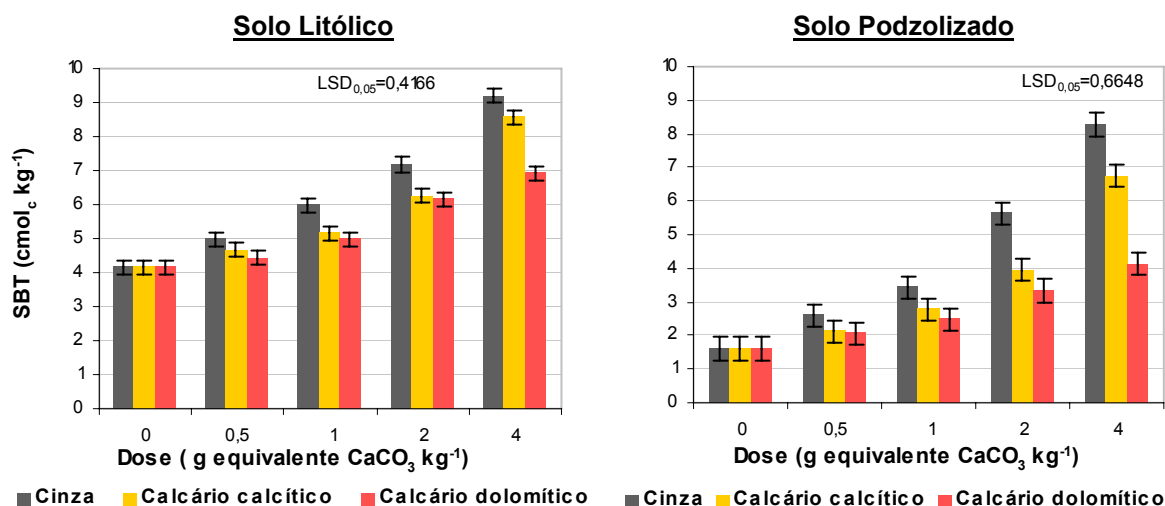


Figura 13 - Soma das Bases de Troca (SBT) em cada dose dos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.

Para além do efeito sobre o teor individual da cada base de troca, a avaliação de um correctivo alcalinizante deve também incidir sobre o seu efeito na proporção em que cada base se encontra no complexo de troca. De facto, a alteração da proporção entre as bases de troca em solos sujeitos à aplicação de correctivos alcalinizantes pode conduzir a efeitos indesejados no sistema solo/planta (Ohno & Erich, 1990) tais como o antagonismo entre elementos (Santos, 2002) ou a alteração das propriedades físicas do solo (LQARS, 2006; Mengel *et al.*, 2001; Ross, 1989). Por este motivo, apresenta-se na figura 14 as proporções de cada base em relação à soma das bases de troca, proporcionadas por cada correctivo no solo Litólico e no solo Podzolizado.

Para se ser mais rigoroso o ideal seria determinar a proporção das bases em relação à capacidade de troca catiónica e não em relação à soma das bases de troca, mas visto que estamos perante uma acção de neutralização da acidez (incluída a acidez de troca), o valor da soma das bases de troca aproxima-se do valor da capacidade de troca catiónica dos solos.

Nos dois solos, verifica-se que a adição de cinza aumenta de forma muito acentuada a proporção do potássio no complexo de troca.

Nkana *et al.* (2002) refere que além do “input” adicional de elementos com a cinza, parece que o aumento do teor em potássio é o efeito mais preponderante na alteração da composição do solo. No entanto, o enriquecimento excessivo em potássio do complexo de troca, provoca um desequilíbrio entre as diferentes bases. No caso do potássio, o grau de

saturação do complexo de troca deve variar entre 1 a 5% (LQARS, 2006), valor bastante inferior ao observado nas doses mais elevadas de cinza.

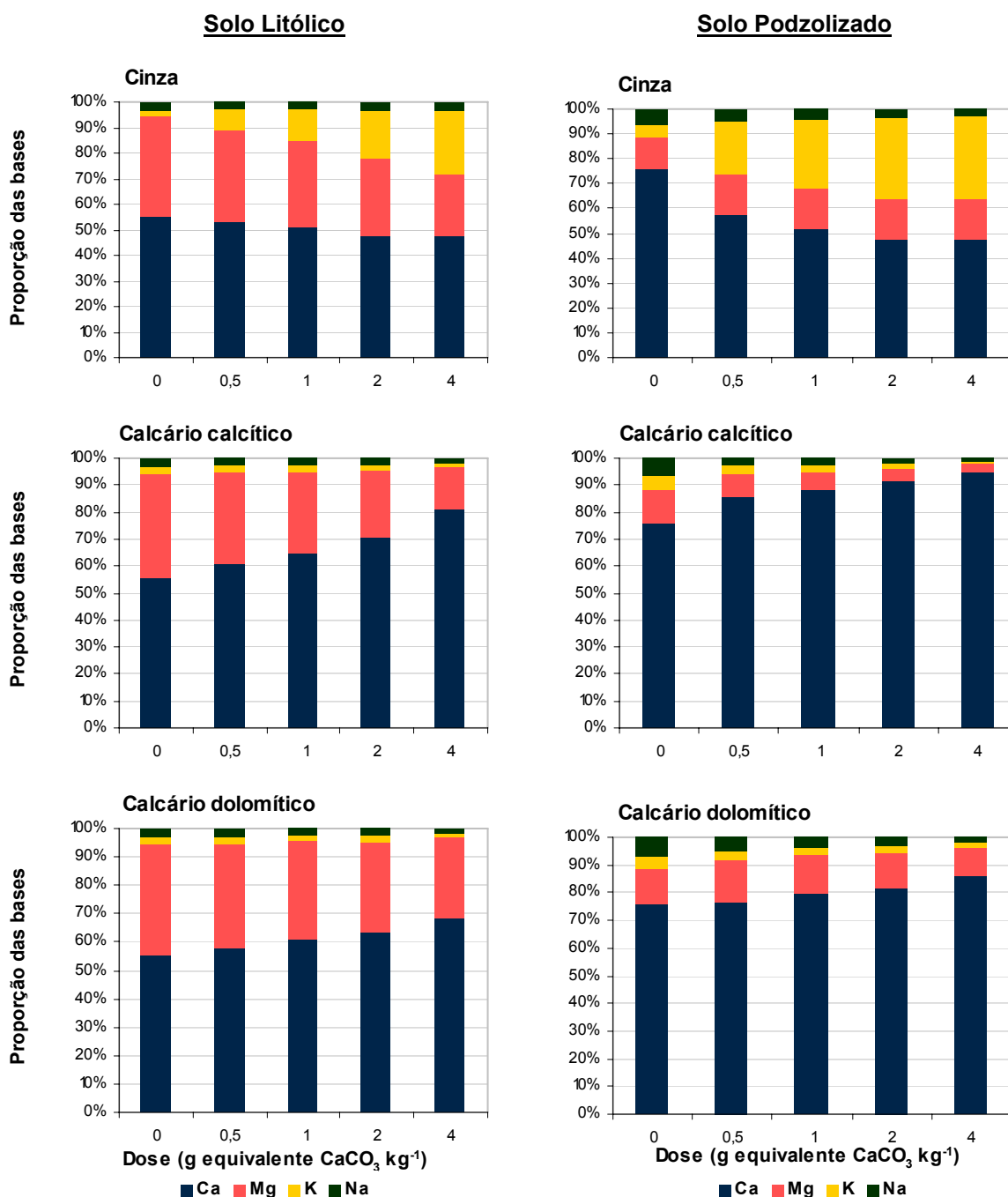


Figura 14 - Proporção das bases de troca em relação à SBT, proporcionada pelos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.

Desta forma, quando as quantidades de cinza a aplicar para corrigir o pH do solo forem muito elevadas, poderão ser veiculadas quantidades excessivas de potássio que poderão provocar:

- Desequilíbrios nutricionais, resultantes de fenómenos de antagonismo iónico (K-Ca e K-Mg), que se traduzem na dificuldade das plantas em absorver outros catiões devido ao excesso de potássio (Mengel *et al.*, 2001; Santos, 2002; Varennes, 2003);
- Problemas de natureza física, nomeadamente de estrutura do solo, resultantes do efeito de um catião monovalente como o potássio na defloculação dos colóides do solo (Mengel *et al.*, 2001; Ross, 1989).

Nos solos sujeitos a uma agricultura com elevados níveis de “outputs”, a curto/médio prazo pode surgir uma forte depleção de potássio nos solos, o que obriga à reintrodução do nutriente no agroecossistema através de adubos. Assim, e atendendo aos riscos associados a um excesso de potássio no complexo de troca, a cinza utilizada neste ensaio deverá ser encarada, sobretudo, como adubo potássico, uma vez que contém cerca de 11,6% de potássio (14 %, expresso em K_2O). A aplicação de cinza ao solo, tendo apenas por critério o seu teor em potássio, naturalmente não seria suficiente para que se observassem diferenças no pH da mesma ordem de grandeza das observadas neste ensaio de incubação. Note-se que a aplicação de 200 kg ha^{-1} de K_2O seria aproximadamente o equivalente a um terço da quantidade de cinza aplicada na dose mais baixa ($0,5\text{ g CaCO}_3\text{ kg}^{-1}$ de solo), o que significa que a aplicação de doses iguais ou superiores a $0,5$ poderão corresponder a quantidades muito elevadas de potássio.

Na figura 12 observámos que a aplicação de cinza originou um aumento significativo do sódio de troca. No entanto, na figura 14 verifica-se que a percentagem de sódio de troca no complexo de troca não aumentou. Isto acontece porque o aumento do sódio de troca foi compensado pelo aumento das restantes bases de troca. Assim, não é de prever que a aplicação de cinza origine problemas de natureza física nos solos, resultantes da acumulação de sódio no complexo de troca, tal como observado por Cabral *et al.* (2008) com cinza de biomassa florestal.

Os calcários também afectaram o equilíbrio das bases no complexo de troca. A adição de doses crescentes de calcário favoreceram a redução da proporção de Mg, K e Na no complexo, sendo o efeito mais acentuado com a aplicação de calcário calcítico que com calcário dolomítico. Também Ohno & Erich, (1990) verificaram que a adição de calcário calcítico provocava um desequilíbrio mais acentuados nas fracções de K e Mg do complexo do que com a adição de cinza.

Na figura 15 apresenta-se a relação Ca/Mg no complexo de troca das diferentes modalidades. Nos quadro 5 e 6 do Anexo 2 estão os valores médios obtidos.

Segundo LQARS (2006) uma relação Ca/Mg adequada deve se situar entre 2,6 e 4. Acima deste intervalo a relação é desfavorável para a nutrição em magnésio, devido ao fenómeno de antagonismo iónico com o cálcio. Valores inferiores podem ser desfavoráveis para as propriedades físicas do solo, nomeadamente a estabilidade dos agregados, conduzindo a situações de má drenagem interna. Neste ensaio, nenhuma testemunha (solo sem correctivo) apresentou valores da relação Ca/Mg dentro da gama de valores adequados.

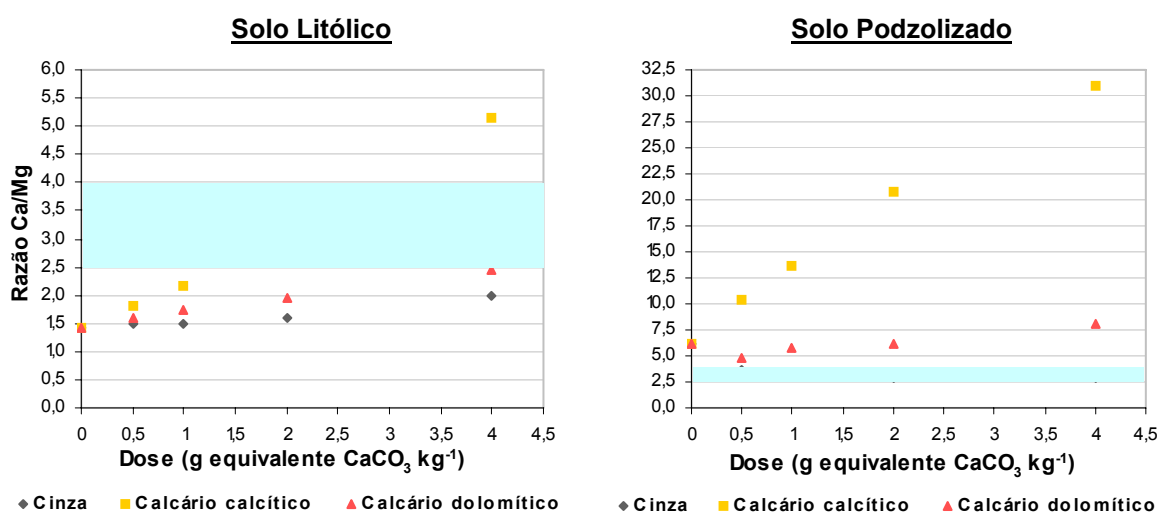


Figura 15 - Razão cálcio/magnésio no complexo de troca em cada dose dos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolizado.

O solo Litólico apresentou uma relação Ca/Mg de 1,4, valor inferior ao recomendado. Apesar da aplicação de doses crescentes de cinza e de calcário dolomítico ter originado aumentos do valor desta relação, os valores obtidos foram sempre inferiores ao intervalo considerado adequado. No solo Litólico o calcário calcítico foi o único correctivo que permitiu atingir uma relação Ca/Mg adequada, na dose 2 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$. O solo Podzolizado apresentou uma relação Ca/Mg inicial de 6,1, superior ao valor recomendado, indiciando uma situação desfavorável para a nutrição das plantas em magnésio. Neste solo, a aplicação de cinza teve um efeito positivo nesta relação, tendo-se atingido o intervalo considerado adequado em todas as doses de cinza. No solo Podzolizado é ainda de destacar o efeito do calcário calcítico, que agrava ainda mais a relação entre os dois elementos, fazendo aumentar de forma acentuada a relação Ca/Mg, com os consequentes efeitos negativos na nutrição magnesiana das plantas.

A aplicação de pequenas quantidades de cinza desfasadamente ou coincidentes com o início de cada cultura poderiam colmatar as necessidades nutricionais, sobretudo em potássio e facultar uma gradual neutralização da acidez, sem provocar grandes impactos sobre as propriedades químicas e físicas do solo.

4.1.3. FÓSFORO E POTÁSSIO EXTRAÍVEIS

Na figura 16 apresentam-se os resultados referentes ao fósforo e potássio extraíveis do solo, nas diferentes modalidades ensaiadas. Nos quadros 5 e 6 do anexo 2 apresentam-se todos os valores médios de fósforo e potássio extraíveis no final do ensaio e no quadro 4 do anexo 1 todos os valores obtidos em cada repetição. Os resultados das análises de variância do solo Litólico estão no quadro 1 do anexo 7 e do solo Podzolizado no quadro 2.

A aplicação dos calcários, tanto do calcítico como do dolomítico, não afectou de forma significativa os teores de potássio e fósforo extraíveis. Seria espectável que o teor de fósforo extraível respondesse de forma positiva à adição destes correctivos, pois o fósforo tende a aumentar a sua concentração em solução ao se aproximar o pH da neutralidade. Uma possível razão poderá ser a baixa reserva de fósforo destes solos ou a adsorção do fósforo à superfície dos carbonatos não solubilizados. Ao contrário do que aconteceu com os calcários, a cinza originou acréscimos muito acentuados e significativos nos valores de fósforo e potássio extraíveis de ambos os solos. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por outros autores sobre o potencial da cinza, quer como correctivo, quer como um material passível de disponibilizar fósforo e potássio às culturas. Nkana *et al.* (1998), em análises realizadas após uma cultura de azevém, verificaram que a utilização da cinza como correctivo alcalinizante, relativamente ao carbonato de cálcio, conduziu a um aumento significativo de fósforo extraível. Já Erich (1991) verificou que a cinza se pode comportar como um adubo fosfopotássico. Muse & Mitchell (1995) verificaram que o teor de fósforo extraível pelo método de Mehlich-1 aumentou cerca de 31% após a aplicação de cinza com a finalidade de elevar o pH do solo de 5,2 para 6,5. O acréscimo de fósforo extraível proporcionado pela adição de calcário foi relativamente inferior, na ordem dos 19%.

O potássio é dos elementos da cinza mais solúveis (Khanna, *et al.*, 1994; Nieminen, *et al.*, 2005), presente em quantidades variáveis consoante a origem do material (Jenkins, *et al.*, 1998). Quando a cinza é utilizada com a mesma finalidade à que foi dada neste trabalho, normalmente surgem aumentos significativos no teor de potássio extraível do solo. Muse & Mitchell (1995) verificaram que após a aplicação de cinza, o potássio extraível aumentava cerca de 42% relativamente à testemunha.

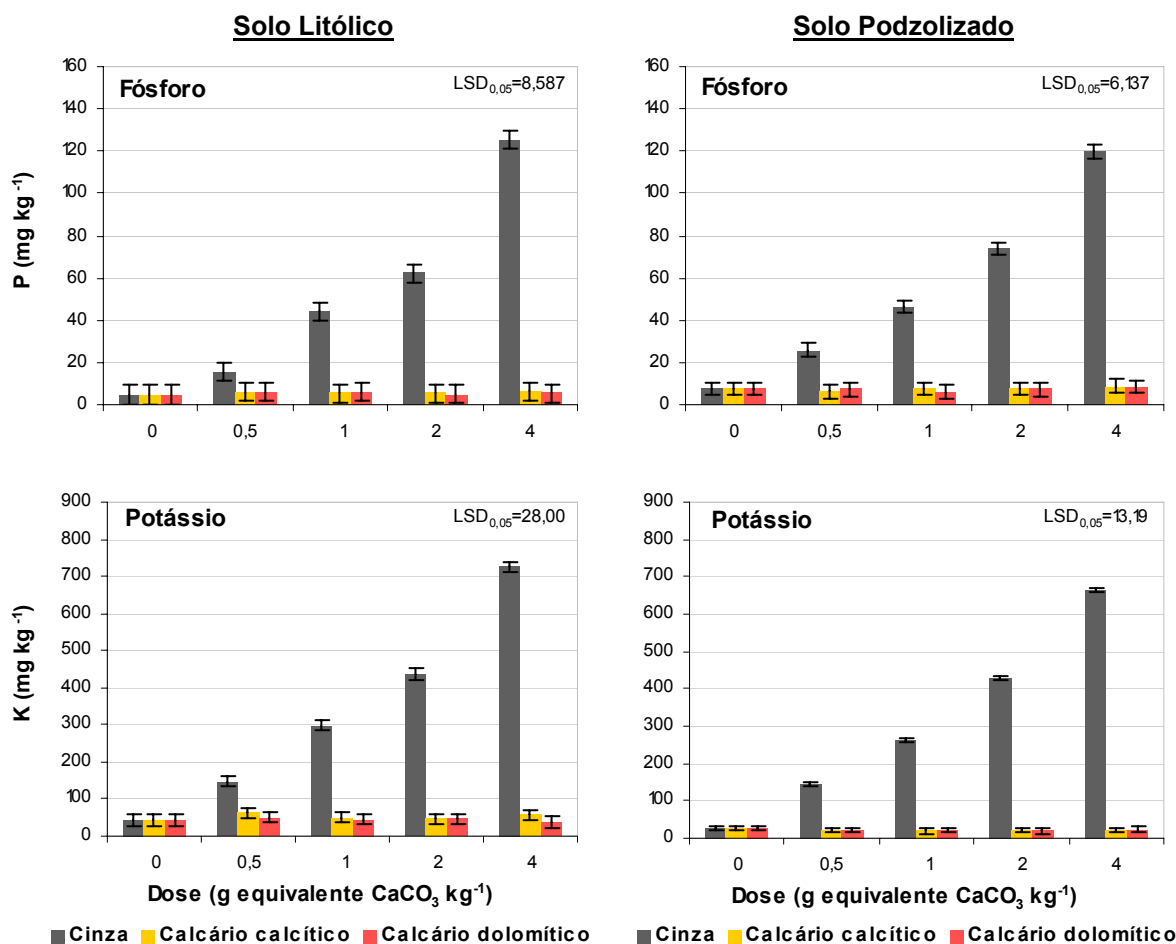


Figura 16 - Fósforo e potássio extraíveis em cada dose dos três correctivos no solo Litólico e no solo Podzolidado.

4.2. ENSAIO DE VEGETAÇÃO EM VASOS

4.2.1. PRODUÇÃO DE BIOMASSA

No quadro 18 apresentam-se os resultados referentes à produção de biomassa no ensaio de vegetação com milho. Os valores de cada repetição estão no quadro 1 do anexo 3. Os resultados da análise de variância dos dados obtidos (quadro 1, anexo 8) indicaram a existência de um efeito altamente significativo ($p \leq 0,001$) das diferentes modalidades na produção de biomassa.

Para cada um dos solos estudados, a modalidade correspondente à aplicação de cinza foi a que originou a maior produção de biomassa, expressa tanto na matéria verde como na seca, sendo esses valores significativamente superiores aos obtidos nas restantes modalidades. A aplicação de calcário calcítico originou, também, aumentos significativos de

produção relativamente às modalidades testemunha, embora inferiores aos observados com a cinza. Quanto ao calcário dolomítico, ou seu efeito na produção de biomassa (matéria seca) foi diferente em cada um dos solos. No solo Litólico a sua aplicação originou, também, um aumento de produção, da mesma ordem de grandeza do observado com o calcário calcítico. No entanto, no solo Podzolizado a aplicação de calcário dolomítico não afectou a produção de biomassa, que se manteve idêntica à observada na testemunha.

Quadro 18 - Biomassa produzida pelo milho (g/vaso) nas diferentes modalidades, no final do ensaio de vegetação.

Solo	Correctivo		Biomassa (g/vaso)	
	Tipo	Dose (g kg ⁻¹)	Matéria verde	Matéria seca
Litólico	Testemunha	0,0	218 <i>e</i>	36,2 <i>f</i>
	Cinza	2,0	288 <i>c</i>	47,6 <i>d</i>
	C. Calcítico	2,0	234 <i>d</i>	40,1 <i>e</i>
	C. Dolomítico	2,0	227 <i>de</i>	39,3 <i>e</i>
Podzolizado	Testemunha	0,0	284 <i>c</i>	53,5 <i>c</i>
	Cinza	0,5	334 <i>a</i>	59,7 <i>a</i>
	C. Calcítico	0,5	305 <i>b</i>	57,1 <i>b</i>
	C. Dolomítico	0,5	288 <i>c</i>	54,5 <i>c</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Em termos relativos, a maior produção de biomassa (expressa na matéria seca) foi obtida no solo Podzolizado, com o correctivo cinza, correspondendo a um acréscimo de 12% de produção relativamente à modalidade testemunha. No mesmo solo, o calcário calcítico e o dolomítico originaram acréscimos de produção de 11 e 2%, respectivamente. No solo Litólico o acréscimo de produção resultante da aplicação de cinza foi bastante superior, 32%, enquanto que os acréscimos com os calcários calcítico e dolomítico foram 11 e 9%, respectivamente.

Aumentos de produção de biomassa, resultantes da aplicação de cinza, foram também observados por Erich & Ohno (1992) na cultura de milho. Os autores obtiveram uma maior produção de biomassa nos tratamentos com cinza do que nos tratamentos com calcário calcítico, ambos aplicados em quantidades equivalentes de carbonato de cálcio.

Também Nkana *et al.* (1998) obtiveram resultados idênticos, numa cultura de azevém, em solos ácidos tratados com cinza de biomassa lenhosa e carbonato de cálcio. Após a aplicação de quantidades equivalentes de cinza e carbonato de cálcio, os autores observaram que as modalidades sujeitas à aplicação de cinza originaram as maiores

produções de biomassa, seguindo-se as modalidades com carbonato de cálcio e, por último, as modalidades sem correctivo.

Patterson *et al.* (2004) instalaram um ensaio de estufa com cevada onde aplicaram doses de cinza, que variaram entre 10 e 200 Mg ha⁻¹, a dois solos ácidos. Os resultados obtidos indicaram que a cinza teve um efeito positivo sobre a produção de matéria seca pela cultura, verificando-se acréscimos de produção entre 17,5 a 49,6%. Os mesmos autores conduziram, também, um ensaio de campo onde aplicaram as doses de 0, 6, 12,5 e 25 Mg ha⁻¹ de cinza a duas variedades de cevada sujeitas ou não à aplicação de azoto. Os ensaios foram conduzidos durante um período de três anos tendo a aplicação de cinza sido efectuada apenas no primeiro ano. Nos tratamentos com cinza e sem fertilização azotada a produção de biomassa aumentou, relativamente à testemunha, 6 a 22% no segundo ano e 23 a 45% no terceiro ano. Nos tratamentos com cinza e fertilização azotada, a produção de biomassa aumentou 23 a 72% no primeiro ano, 28 a 57% no segundo ano e 26 a 42% no terceiro ano. Resultados semelhantes também foram observados na segunda variedade.

Num ensaio de campo Muse & Mitchell (1995) aplicaram a uma pastagem de *Paspalum dilatarum* Poir. e *Festuca arundinacea* Schreb., duas cinza de biomassa lenhosa e calcário dolomítico numa quantidade equivalente a 4,48 e 8,96 toneladas de calcário agrícola. No segundo e terceiro ano foi semeado *Trifolium pratense* L. de modo a detectar algumas potenciais diferenças na produção de biomassa introduzindo uma espécie menos tolerante a solos ácidos. Todos os blocos do ensaio foram fertilizados com 67 kg N ha⁻¹ e 86 kg P ha⁻¹ no ano de instalação e no ano seguinte. No primeiro ano de instalação não foram observadas quaisquer diferenças entre a produção de biomassa dos vários tratamentos, contudo, no segundo e terceiro anos, observaram-se diferenças significativas verificando-se que os tratamentos com cinza originaram sempre a produção mais elevada, seguindo-se os tratamentos com calcário e, por último, as modalidades testemunha.

Verifica-se assim que, na correcção de solos ácidos, a substituição dos calcários agrícolas tradicionais por quantidades equivalentes de cinza tem um efeito positivo na produção de biomassa. Este aumento de produção poderá ser consequência da correcção do pH e da adição de nutrientes como P e K (Patterson *et al.*, 2004).

4.2.2. CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NA BIOMASSA E QUANTIDADES EXPORTADAS

4.2.2.1. Azoto, fósforo e potássio

No quadro 2 e 3 do anexo 8, apresentam-se os resultados da análise de variância dos dados relativos ao efeito dos correctivos alcalinizantes na concentração e na exportação de azoto, fósforo e potássio na biomassa do milho, sendo os seus valores médios apresentados no quadro 19. Os valores de cada repetição estão no quadro 2 e 3 do anexo 3.

A concentração de azoto na biomassa foi, dentro de cada solo, mais elevada nas modalidades testemunha, sendo, no solo Podzolizado, significativamente superior às restantes modalidades. Dentro de cada solo, não se encontraram diferenças significativas entre os diferentes correctivos. É ainda de destacar que a concentração de azoto na biomassa obtida em todas as modalidades do solo Litólico foi significativamente superior à concentração observada no solo Podzolizado.

Quadro 19 - Valores médios da concentração de azoto, fósforo e potássio (mg kg^{-1}) na biomassa e respectiva exportação (mg/vaso).

Solo	Correctivo		Concentração (g kg^{-1})			Exportação (mg/vaso)		
	Tipo	Dose (g kg^{-1})	N	P	K	N	P	K
Litólico	Testemunha	0	16,2 <i>a</i>	1,2 <i>cd</i>	9,4 <i>c</i>	548 <i>d</i>	42 <i>d</i>	319 <i>c</i>
	Cinza	2,0	15,0 <i>b</i>	1,6 <i>abcd</i>	24,3 <i>a</i>	666 <i>a</i>	71 <i>bc</i>	1079 <i>a</i>
	C. Calcítico	2,0	15,1 <i>ab</i>	1,1 <i>d</i>	9,9 <i>c</i>	566 <i>cd</i>	42 <i>d</i>	371 <i>c</i>
	C. Dolomítico	2,0	16,1 <i>ab</i>	1,3 <i>bcd</i>	7,9 <i>cd</i>	587 <i>bcd</i>	42 <i>d</i>	289 <i>c</i>
Podzolizado	Testemunha	0	12,3 <i>c</i>	1,7 <i>abc</i>	7,9 <i>cd</i>	619 <i>b</i>	87 <i>ab</i>	397 <i>c</i>
	Cinza	0,5	10,9 <i>d</i>	1,8 <i>a</i>	13,1 <i>b</i>	602 <i>bc</i>	102 <i>a</i>	728 <i>b</i>
	C. Calcítico	0,5	10,5 <i>d</i>	1,8 <i>ab</i>	5,8 <i>d</i>	558 <i>d</i>	94 <i>ab</i>	307 <i>c</i>
	C. Dolomítico	0,5	11,1 <i>d</i>	1,9 <i>a</i>	5,8 <i>d</i>	558 <i>d</i>	93 <i>ab</i>	292 <i>c</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

As diferenças observadas na concentração de azoto na biomassa parecem ser consequência de fenómenos de diluição/concentração do elemento na biomassa. De facto, as modalidades testemunhas foram a que tiveram uma menor produção de biomassa (Quadro 18) e, consequentemente, o azoto absorvido pelas plantas terá ficado mais concentrado nessa biomassa, o que justifica a maior concentração de N na biomassa das testemunhas. Por outro lado, as diferenças entre os dois solos são também justificáveis pelas diferenças na produção de biomassa. Efectivamente, as menores produções e as maiores concentrações de N foram observadas nas modalidades do solo Litólico.

A quantidade de azoto exportada na modalidade cinza do solo Litólico foi a mais elevada. No solo Podzolizado a cinza, a par da testemunha foram estatisticamente as modalidades que exportaram mais azoto. As restantes modalidades, dentro de cada solo não diferiram significativamente entre si. Ao observar as exportações de potássio (Quadro 19) pode-se deduzir que existe uma relação entre elementos que pode responder às diferenças encontradas entre exportações de azoto, nomeadamente as que se verificam entre as modalidades cinza e as restantes modalidades do solo Litólico.

Atendendo ao referido no capítulo de materiais e métodos todo o azoto foi administrado através de um adubo mineral, mais concretamente na forma de nitrato de amónio (NH_4NO_3). Estando perante solos com teores de matéria orgânica muito baixos (Quadro 13), considera-se que o azoto mineralizado durante o ensaio não exerceu qualquer influência significativa na quantidade de azoto mineral disponível e que tal representa apenas uma fracção comparativamente ao total de azoto aplicado.

Desde que o pH (4,5 a 6) ou a temperatura (5 a 30°C) do solo não sejam desfavoráveis, o ião amónio é rapidamente convertido a ião nitrato pelas bactérias do solo, processo denominado de nitrificação (Varenes, 2003). Na planta, o azoto pode tanto ser absorvido sob a forma de nitrato ou ião amónio, contudo parece que algumas plantas preferem o azoto sob a forma nítrica, nomeadamente a cultura utilizada no ensaio, o milho (Terrón, 2008). Em determinadas condições, a disponibilidade e absorção avultadas de potássio fomenta a absorção de nitratos (Mengel *et al.*, 2001; Nkana, *et al.*, 1998). Ao se confrontar as quantidades de potássio e azoto exportadas pela modalidade contendo cinza e pelas restantes modalidades do solo Litólico, conclui-se que o sinergismo entre os iões K^+ e NO_3^- pode ser a causa para a exportação significativamente mais elevada de azoto na modalidade contendo cinza.

Quanto ao à concentração de fósforo na biomassa, verifica-se que, dentro de cada solo, não existem diferenças significativas entre os vários correctivos. No entanto, no solo Litólico a modalidade cinza apresenta uma a concentração de P na biomassa de $1,6 \text{ mg kg}^{-1}$, cuja diferença para as restantes modalidades do mesmo solo se encontra perto do limiar da significância. Por outro lado, verifica-se ainda que há uma tendência para que a concentração de fósforo seja maior nas modalidades do solo Podzolizado, do que nas modalidades do solo Litólico.

A quantidade de fósforo exportada foi, em cada solo, mais elevada nas modalidades contendo cinza (Quadro 19), não tendo ocorrido diferenças significativas entre as testemunhas e os dois calcários. Por outro lado, a maior produção de biomassa (Quadro 18) e a maior concentração de fósforo nessa biomassa fez com que, para cada modalidade, a

quantidade de P exportada pelo milho no solo Podzolizado fosse sempre significativamente superior à exportada no solo Litólico. Mesmo nas modalidades contendo cinza, correctivo com quantidades apreciáveis de fósforo, a exportação de P no solo Podzolizado (aplicação de $0,5 \text{ g kg}^{-1}$ de cinza) foi significativamente superior à exportação no solo Litólico, onde se aplicou o quádruplo da quantidade de cinza: $2,0 \text{ g kg}^{-1}$.

A disponibilidade de fósforo no solo possui uma resposta proporcional ao pH em condições cuja única variável seja a concentração de prótons no solo (Varennnes, 2003; Nkana *et al.*, 1998). Contudo várias são as variáveis que é necessário considerar, às quais a disponibilidade de fósforo normalmente é sensível, nomeadamente a presença de colóides, o teor em ferro, manganês, alumínio, cálcio e magnésio do solo, entre outras.

Segundo Varennnes, (2003) acima de pH 5,5 os fosfatos de ferro e alumínio tornam-se mais solúveis, já que o ferro e alumínio começam a precipitar na forma de hidróxidos ou oxi-hidróxidos, não ficando disponíveis para reagir com o fósforo. Abaixo de pH 7,5 os carbonatos de fósforo solubilizam-se, formando-se dihidrogenofosfato de cálcio, a forma mais solúvel de fosfato de cálcio. A menor retenção de fósforo ocorre para valores de pH entre 6,0 e 7,0. Contudo, mesmo nestes intervalos de pH, a concentração de fósforo em solução é baixa e grande parte do fósforo solúvel adicionado através de práticas de fertilização, pode ser retido no solo (Varennnes, 2003). Desta forma, o pH final médio atingido em cada um dos solos poderá ser um factor relevante para as diferentes exportações obtidas. Assim, a maior extracção do elemento no solo Podzolizado pode ser justificada pelo pH significativamente mais elevado observado neste solo no final do ensaio.

Contudo, as diferenças entre as exportações de fósforo nos solos Litólico e solo Podzolizado serão também justificáveis pelo conceito de Scholfield (1955) com o binómio intensidade/quantidade (Mengel *et al.*, 2001). Em solos com uma elevada capacidade de retenção de fósforo e pobres no nutriente, grande parte do elemento aplicado ficará rapidamente indisponível para as plantas, sendo necessário aplicar grandes quantidades para satisfazer as necessidades da cultura, ou seja, para aumentar a intensidade do elemento no solo. Pelo contrário, em solos com uma capacidade de retenção de fósforo baixa não é necessário aplicar tanto fósforo visto que o seu poder tamponizante é menor (exemplo: areias), conduzindo a uma maior disponibilidade do elemento em solução (maior intensidade). O solo Litólico possui um teor de argila mais elevado que o solo Podzolizado (Quadro 12) o que à partida remete para um número de locais de fixação de fósforo mais elevado. Embora a quantidade total de fósforo aplicada ao solo Litólico fosse superior, a exportação do elemento foi inferior à obtida no solo Podzolizado, logo podemos associar

este fenómeno ao referido pelo conceito de Scholfield, ou seja as menores quantidades médias de fósforo aplicadas ao solo Podzolizado conduziram a maiores intensidades.

Os resultados relativos ao potássio evidenciam que o efeito dos correctivos na exportação de K está directamente relacionado com a sua composição. Dentro de cada solo, a aplicação dos dois calcários não afectou de forma significativa nem a concentração nem a exportação do potássio, enquanto que nas modalidades contendo cinza obtiveram-se concentrações e exportações de K significativamente superiores. Por outro lado, a exportação de K foi maior na modalidade cinza no solo Litólico, em que se aplicaram 2,0 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$, que na mesma modalidade no solo Podzolizado onde apenas se aplicaram 0,5 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$, indicando que a exportação de K foi dependente da quantidade de cinza aplicada. Os resultados obtidos estão de acordo com a normal composição dos correctivos, uma vez que os calcários têm normalmente teores de potássio vestigiais, enquanto que a cinza apresenta um teor de K elevado.

O potássio constitui uma das bases do complexo de troca do solo, podendo ser adsorvido pelos colóides. Este catião é monovalente e não sofre precipitação química no solo, o que o torna um dos elementos catiónicos do solo mais disponíveis. A sua monovalência coloca-o numa posição mais externa da camada difusa do colóide ficando mais acessível à planta quando comparado com os catiões bi e trivalentes. O pH exerce alguma influência sobre a disponibilidade do nutriente para a planta contudo, foram fracas as diferenças significativas entre modalidades (Quadro 22), daí que neste caso o pH não seja considerado um factor relevante para as variações observadas que serão consequência, sobretudo, da quantidade extra de K veiculada pela cinza.

Alguns trabalhos efectuados nos últimos anos confirmam os resultados expressos no quadro 19. Nkana *et al.* (2002), ao avaliarem os efeitos da aplicação de cinza e carbonato de cálcio a uma cultura de azevém, cultivada em 3 solos ácidos diferentes, observaram que no primeiro corte de biomassa a concentração de fósforo e potássio era a mais elevada nas modalidades contendo cinza. Jacobson (2000), ao tentar avaliar os efeitos no crescimento resultantes da aplicação de cinzas em povoamentos de coníferas (*Pinus sylvestris* e *Picea abies*) verificou que a concentração relativa de fósforo e potássio nas agulhas era mais elevada após a aplicação da cinza. Augusto *et al.* (2008) também obtiveram resultados idênticos onde ao combinarem dados de vários ensaios realizados com a aplicação de cinza em solos minerais, onde a concentração relativa foliar de fósforo e potássio igualmente aumentou.

4.2.2.2. Cálcio, magnésio e sódio

No quadro 20 apresentam-se os valores médios do efeito dos correctivos alcalinizantes na concentração de cálcio, magnésio e sódio na biomassa do milho e nas respectivas quantidades exportadas. Os valores de cada repetição estão no quadro 2 e 3 do anexo 3 e os resultados da análise de variância no quadro 2 e 3 do anexo 8.

Os resultados obtidos indicam que os correctivos alcalinizantes tiveram um efeito altamente significativo (quadro 2, anexo 8) na concentração de cálcio na biomassa. Nos dois solos, a aplicação de cinza originou uma redução significativa da concentração de cálcio na biomassa, enquanto que os dois calcários (calcítico e dolomítico) aumentaram significativamente essa concentração.

Quadro 20 - Valores médios da concentração de cálcio, magnésio e sódio (mg kg^{-1}) na biomassa e respectiva exportação (mg/vaso).

Solo	Correctivo		Concentração (g kg^{-1})			Exportação (mg/vaso)		
	Tipo	Dose (g kg^{-1})	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na
Litólico	Testemunha	0	1,56 <i>d</i>	1,56 <i>abc</i>	0,059 <i>a</i>	53 <i>e</i>	53 <i>bc</i>	2,04 <i>bcd</i>
	Cinza	2,0	1,20 <i>e</i>	1,04 <i>c</i>	0,049 <i>abc</i>	53 <i>e</i>	46 <i>c</i>	2,19 <i>bcd</i>
	C. Calcítico	2,0	2,08 <i>abc</i>	1,83 <i>ab</i>	0,057 <i>ab</i>	78 <i>cd</i>	68 <i>abc</i>	2,15 <i>bcd</i>
	C. Dolomítico	2,0	2,02 <i>bc</i>	2,09 <i>a</i>	0,046 <i>abc</i>	74 <i>d</i>	76 <i>a</i>	1,68 <i>d</i>
Podzolizado	Testemunha	0	1,93 <i>c</i>	1,50 <i>bc</i>	0,052 <i>ab</i>	101 <i>b</i>	75 <i>ab</i>	2,62 <i>ab</i>
	Cinza	0,5	1,55 <i>d</i>	1,32 <i>bc</i>	0,036 <i>c</i>	86 <i>bc</i>	73 <i>ab</i>	1,98 <i>cd</i>
	C. Calcítico	0,5	2,32 <i>a</i>	1,16 <i>c</i>	0,044 <i>bc</i>	123 <i>a</i>	62 <i>abc</i>	2,35 <i>abc</i>
	C. Dolomítico	0,5	2,27 <i>ab</i>	1,57 <i>abc</i>	0,056 <i>ab</i>	111 <i>a</i>	79 <i>a</i>	2,82 <i>a</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Neste ensaio, todos os correctivos veicularam cálcio, sendo por isso de prever que a maior disponibilidade de cálcio originasse uma maior concentração do elemento na biomassa, o que se veio a observar com os dois calcários. No entanto, o mesmo não aconteceu com a cinza que, apesar de veicular cálcio, originou um decréscimo da concentração de cálcio na biomassa.

Esta redução da concentração de cálcio provocada pela cinza poderá ser consequência do fenómeno designado por antagonismo iónico e que consiste na tendência que as plantas têm para manifestar uma crescente dificuldade na utilização de determinados catiões à medida que lhes é proporcionada a possibilidade de absorver maiores quantidades de outros (Santos, 2002). De facto, em situações de excesso de magnésio ou de potássio, devido ao antagonismo existente entre estes elementos, o cálcio pode ser absorvido em menor quantidade. A cinza utilizada neste ensaio tem elevadas quantidades de potássio na

sua composição (Quadro 14) e originou aumentos muito acentuados na concentração de K na biomassa (Quadro 19). Assim sendo, a elevada disponibilidade de K nas modalidades em que se aplicou cinza terá dificultado a absorção de Ca pelas plantas e por consequência, a concentração deste elemento na biomassa foi inferior à das restantes modalidades.

Para além de disponibilidade dos cátions a ocorrência dos fenómenos de antagonismo está dependente de outros factores, de entre os quais assume particular importância a capacidade de troca radicular. A capacidade de troca catiónica é uma propriedade das raízes e que varia consoante a espécie vegetal, sendo maior nas dicotiledóneas do que nas monocotiledóneas. Quanto menor é a capacidade de troca catiónica maior será a preferência pela absorção de cátions de menor carga sobre os de maior (Varrenes, 2003). O milho, espécie utilizada neste ensaio, é uma monocotiledónea, absorvendo preferencialmente iões monovalentes como o potássio. Desta forma, a maior disponibilidade de K nas modalidades em que se aplicou cinza e a preferência do milho para absorção de cátions monovalentes, terão contribuído para uma menor concentração de cálcio na biomassa.

Jacobson (2000), também obteve resultados semelhantes, onde com a aplicação de cinza a um povoamento de coníferas, verificou que, após dois anos a concentração relativa de cálcio nas agulhas tinha diminuído e a de potássio tinha aumentado significativamente.

Relativamente às exportações de cálcio, os valores obtidos são coerentes com a produção de biomassa obtida (Quadro 18) e com a concentração na biomassa. Verificou-se, assim, que em cada solo, as maiores exportações foram observadas nas modalidades em que se aplicaram os calcários.

É ainda de destacar que para cada modalidade, a exportação de cálcio é superior no solo Podzolizado comparativamente ao solo Litólico. Ao observar as análises de terras (Quadro 24) e as exportações de ambos os solos, verifica-se que as modalidades no solo Litólico têm uma razão Ca/Mg mais baixa que no solo Podzolizado. Também constata-se que devido ao antagonismo iónico existente entre estes dois elementos, a menor exportação de cálcio no solo Litólico pode resultar do efeito inibitório proporcionado pela concentração elevada de magnésio no solo.

Relativamente à concentração de magnésio na biomassa, verifica-se que, dentro de cada solo, apenas é significativa a diferença entre a modalidade cinza e a modalidade calcário dolomítico no solo Litólico, não havendo diferenças entre as restantes modalidades. Também nas exportações se observou uma tendência idêntica.

No decorrido ensaio as adições de magnésio foram providenciadas com a aplicação dos correctivos cinza e calcário dolomítico, sendo expectáveis maiores exportações do elemento nestas modalidades, contudo tal pode não ocorrer. No solo Litólico, as modalidades cinza e testemunha apresentaram uma quantidade exportada de magnésio significativamente inferior à observada na modalidade em que se aplicou calcário dolomítico. No solo Podzolizado não foram observadas quaisquer diferenças significativas entre modalidades.

Nos dois solos a cinza foi o correctivo que disponibilizou maior quantidade de magnésio (Quadro 23), contudo, no solo Litólico não foi a modalidade sujeita a este correctivo onde se obteve a maior exportação do elemento. Tal como no cálcio, o antagonismo iónico pode aqui explicar o sucedido. Como já anteriormente foi referido, o potássio esteve presente em elevadas quantidades na modalidade cinza que, perante espécies vegetais que beneficiam a absorção de catiões monovalentes perante catiões bivalentes, como o milho usado neste ensaio, resultam fenómenos de antagonismo, reduzindo a absorção do magnésio.

Os resultados obtidos relativamente ao sódio (Quadro 20) não revelam nenhum padrão de variação consistente. Destaca-se o facto de a concentração e a quantidade de sódio exportada nas modalidades em que se aplicaram os correctivos nunca terem sido significativamente superiores ao observado nas respectivas testemunhas. Por este motivo, a utilização destes correctivos, nomeadamente da cinza, não é susceptível de originar acumulações indesejadas de sódio nas plantas de milho. Efectivamente, na modalidade cinza no solo Podzolizado até se observou um decréscimo da concentração e da extracção de Na relativamente à testemunha.

4.2.2.3. Micronutrientes – Ferro, Manganês, Cobre e Zinco

No quadro 2 e 3 do anexo 8 apresentam-se os resultados da análise de variância dos dados relativos ao efeito dos correctivos alcalinizantes na concentração e exportação de ferro, manganês, cobre e zinco na biomassa do milho, sendo os seus valores médios apresentados no quadro 21. Os valores de cada repetição estão no quadro 2 e 4 do anexo 3.

Quadro 21 - Valores médios da concentração de ferro, manganês, cobre e zinco (mg kg^{-1}) na biomassa e respectiva exportação (mg/vaso).

Solo	Correctivo		Concentração (mg kg^{-1})				Exportação (mg/vaso)			
	Tipo	Dose (g kg^{-1})	Fe	Mn	Cu	Zn	Fe	Mn	Cu	Zn
Litólico	Testemunha	0	92,31 ^{ab}	66,12 ^{bc}	1,08 ^c	36,92 ^a	3,16 ^{abc}	2,25 ^{bc}	0,04 ^c	1,25 ^{ab}
	Cinza	2,0	65,76 ^c	45,75 ^d	0,63 ^c	15,25 ^e	2,91 ^{bc}	2,03 ^c	0,03 ^c	0,68 ^b
	C. Calcítico	2,0	95,73 ^a	69,16 ^{abc}	0,55 ^c	29,12 ^b	3,57 ^{ab}	2,58 ^{bc}	0,02 ^c	1,09 ^{abc}
	C. Dolomítico	2,0	70,62 ^c	77,40 ^{ab}	3,11 ^b	29,97 ^b	2,58 ^c	2,83 ^{bc}	0,11 ^{bc}	1,10 ^{abc}
Podzoliz.	Testemunha	0	66,88 ^c	86,56 ^a	3,82 ^b	25,48 ^{bc}	3,37 ^{abc}	4,34 ^a	0,19 ^b	1,28 ^a
	Cinza	0,5	63,85 ^c	46,75 ^d	5,77 ^a	17,31 ^e	3,54 ^{ab}	2,59 ^{bc}	0,32 ^a	0,96 ^c
	C. Calcítico	0,5	72,63 ^{bc}	54,46 ^{cd}	3,69 ^b	20,16 ^{de}	3,84 ^a	2,88 ^{bc}	0,20 ^b	1,07 ^{abc}
	C. Dolomítico	0,5	76,10 ^{abc}	59,20 ^{cd}	3,87 ^{ab}	22,35 ^{cd}	3,84 ^a	2,98 ^b	0,19 ^b	1,13 ^{abc}

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$)

Os resultados da concentração e exportação dos micronutrientes são pouco coerentes, embora em algumas situações particulares seja possível discernir alguns resultados curiosos.

Relativamente à concentração de ferro na biomassa verifica-se, no solo Podzolizado, que não existem diferenças significativas entre modalidades. Contudo, a aplicação de cinza e calcário dolomítico no solo Litólico, conduziram a concentrações inferiores à testemunha, um resultado espectável após a aplicação de um correctivo alcalinizante. De um modo geral existe uma maior tendência para a concentração de ferro nas modalidades do solo Litólico, o que pode estar relacionado com as menores produtividades de biomassa, incrementando o efeito de concentração.

Quanto à exportação de ferro, em cada solo, nenhuma das modalidades onde se aplicou um correctivo teve diferenças significativas diante das respectivas testemunhas.

A aplicação de correctivos alcalinizante no solo Podzolizado propiciou uma redução da concentração e exportação de manganês, o que é justificável pela redução do pH proporcionada pela aplicação destes materiais alcalinizantes. No solo Litólico, apenas a aplicação de cinza reduziu a concentração e extracção deste elemento, não havendo diferenças significativas entre as demais modalidades.

Os resultados referentes ao cobre são, de todos os micronutrientes os mais distantes da realidade observada na literatura. No solo Podzolizado a aplicação de calcário dolomítico conduziu a uma concentração de cobre muito superior à das restantes modalidades, as quais não diferem entre si. De facto este acontecimento poderá ter sido auxiliado pela baixa produção de biomassa associada à elevada exportação do elemento com a aplicação do calcário dolomítico. A presença de cobre neste material poderá ter auxiliado este efeito,

contudo a sua concentração é substancialmente mais baixa que na cinza (Quadro 14). No solo Podzolizado a cinza foi o único correctivo que permitiu uma concentração de cobre na biomassa superior à testemunha, não havendo diferenças significativas entre as restantes modalidades. Este resultado pode dever-se ao cobre adicional veiculado pela cinza (Quadro 14). Quanto à exportação, dentro de cada solo, apenas se verificaram diferenças significativas entre correctivos e testemunhas no solo Podzolizado. Neste solo a cinza foi o único correctivo com uma exportação de cobre superior à testemunha, o que igualmente estará relacionado ao cobre extra veiculado por este correctivo. Quanto às restantes modalidades, estas não diferiram significativamente entre si.

Os resultados referentes ao zinco evidenciaram, em cada solo, que a adição dos correctivos alcalinizantes permite uma redução da concentração do elemento comparativamente às respectivas testemunhas, exceptuando o calcário calcítico no solo Podzolizado. Quanto à exportação, dentro de cada solo, apenas existem diferenças entre modalidades no solo Podzolizado. Neste solo todos os correctivos conduziram a exportações de zinco inferiores à testemunha.

As diferenças observadas na concentração de micronutrientes parecem ser consequência de fenómenos de diluição/concentração destes elementos na biomassa, visto que este parâmetro é fruto da interacção entre a exportação e a produção de biomassa por cada modalidade, daí que, comparativamente à testemunha, a modalidade cinza possua alguns elementos significativamente menos concentrados, isto devido à maior quantidade de biomassa produzida.

Apesar da cinza proporcionar um aumento significativo do pH no solo, atendendo às quantidades de micronutrientes que nela existem pode não haver uma redução da extracção destes elementos, como seria de esperar após a correcção da acidez do solo, podendo mesmo surgir aumentos significativos, nomeadamente de cobre, tal como se observa no solo Podzolizado. Todavia, em várias situações a exportação de micronutrientes com a aplicação de cinza não diferiu daquela proporcionada pela adição de calcários. Tomando os dados do solo Litólico deduz-se que a aplicação de cinza não provocou qualquer redução significativa na exportação de micronutrientes, contudo no solo Podzolizado, surgiram algumas reduções, nomeadamente no manganês e no zinco. Deste modo, tendo em conta as quantidades de cinza aplicadas, não se observam alterações profundas na absorção de micronutrientes pela biomassa, não havendo assim grandes constrangimentos neste parâmetro ao se utilizar este material com a finalidade de neutralizar o pH do solo.

4.2.3. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO NO FINAL DO ENSAIO

4.2.3.1. pH

No quadro 4 do anexo 8, apresentam-se os resultados da análise de variância dos dados relativos ao efeito dos correctivos alcalinizantes no pH do solo no final do ensaio de vegetação, sendo os valores médios apresentados no quadro 22. Os valores de cada repetição estão no quadro 5 do anexo 3. Os resultados indicam que todos os correctivos originaram um aumento significativo do pH do solo quando comparado com o pH das modalidades testemunha. Em cada solo, a cinza foi o correctivo que originou o maior aumento de pH, seguindo-se o calcário calcítico e o calcário dolomítico. Apesar da dose de correctivo aplicada em cada solo corresponder a igual quantidade equivalente de carbonato de cálcio, o pH final atingido foi significativamente diferente.

Quadro 22 - pH do solo no final do ensaio de vegetação.

Solo	Correctivo		pH H ₂ O
	Tipo	Dose (g kg ⁻¹)	
Litólico	Testemunha	0	5,11 <i>f</i>
	Cinza	2,0	5,89 <i>b</i>
	C. calcítico	2,0	5,78 <i>c</i>
	C. dolomítico	2,0	5,65 <i>d</i>
	Testemunha	0	5,27 <i>e</i>
Podzolizado	Cinza	0,5	6,02 <i>a</i>
	C. calcítico	0,5	5,87 <i>bc</i>
	C. dolomítico	0,5	5,78 <i>c</i>

Os valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Estas diferenças estão em concordância com os resultados obtidos no ensaio de incubação e estarão, sobretudo, relacionadas com a diferente composição dos três correctivos. Enquanto os calcários são constituídos, maioritariamente, por carbonatos, nas cinzas os óxidos e hidróxidos, que possuem uma reactividade mais elevada que os carbonatos, são dos compostos mais abundantes (Muse & Mitchell, 1995; Steenari, *et al.*, 1999; Ulery *et al.*, 1993; Varennes, 2003;). Por outro lado, a cinza tem na sua composição quantidades apreciáveis de potássio e sódio, elementos que formam compostos de elevada solubilidade. Assim, a maior reactividade dos óxidos e hidróxidos e a maior solubilidade dos compostos contendo K e Na fazem com que o efeito neutralizante da cinza seja mais acentuado e que, para quantidades equivalentes de correctivo, se atinja um pH final mais elevado.

4.2.3.2. Bases de troca

No quadro 4 do anexo 8, apresentam-se os resultados da análise de variância às bases de troca e no quadro 5 do anexo 3 os valores de cada repetição. Todos os correctivos aumentaram de forma significativa o teor de bases de troca nos dois solos, quando comparados com as modalidades testemunha (Quadro 23). A cinza foi o correctivo que apresentou uma maior tendência para aumentar o teor em bases no complexo de troca, embora no solo Litólico não se tenham encontrado diferenças significativas relativamente à modalidade contendo calcário calcítico.

Quadro 23 - Bases de troca no solo no final do ensaio de vegetação.

Solo	Correctivo		Bases de troca				
	Tipo	Dose (cmol _c kg ⁻¹)	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	Na (cmol _c kg ⁻¹)	SBT (cmol _c kg ⁻¹)
Litólico	Testemunha	0	2,62 <i>d</i>	2,03 <i>c</i>	0,09 <i>b</i>	0,13 <i>b</i>	4,86 <i>c</i>
	Cinza	2,0	3,92 <i>b</i>	2,73 <i>a</i>	0,75 <i>a</i>	0,19 <i>a</i>	7,59 <i>a</i>
	C. calcítico	2,0	5,31 <i>a</i>	1,90 <i>d</i>	0,09 <i>b</i>	0,13 <i>b</i>	7,44 <i>a</i>
	C. dolomítico	2,0	3,89 <i>c</i>	2,28 <i>b</i>	0,09 <i>b</i>	0,12 <i>b</i>	6,39 <i>b</i>
Podzolizado	Testemunha	0	1,07 <i>f</i>	0,11 <i>f</i>	0,03 <i>c</i>	0,04 <i>d</i>	1,25 <i>f</i>
	Cinza	0,5	1,58 <i>e</i>	0,31 <i>e</i>	0,07 <i>bc</i>	0,07 <i>c</i>	2,02 <i>d</i>
	C. calcítico	0,5	1,54 <i>e</i>	0,10 <i>f</i>	0,03 <i>c</i>	0,04 <i>d</i>	1,71 <i>e</i>
	C. dolomítico	0,5	1,37 <i>e</i>	0,15 <i>f</i>	0,03 <i>c</i>	0,04 <i>d</i>	1,60 <i>e</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$)

Verificou-se, ainda, que a soma das bases de troca nas modalidades do solo Litólico foi superior à do solo Podzolizado. Este facto está de acordo com o maior teor de argila no solo Litólico (Quadro 12) que se traduz num complexo de troca mais extenso, quando comparado com o solo Podzolizado. Por outro lado, a dose de correctivos aplicada ao solo Litólico (2,0 equivalente g kg⁻¹) foi bastante superior à do solo Podzolizado (0,5 equivalente g kg⁻¹), o que justifica os maiores acréscimos da soma das bases de troca observados no primeiro.

Todos os correctivos provocaram, relativamente às testemunhas, aumentos significativos do teor de cálcio de troca, o que está de acordo com os resultados do ensaio de incubação. No solo Podzolizado o teor de cálcio foi idêntico nos três correctivos, enquanto que no solo Litólico o calcário calcítico foi o que originou um maior acréscimo.

Relativamente ao magnésio, em ambos os solos, a modalidade cinza foi a que apresentou os teores mais elevados seguida das modalidades com calcário dolomítico, o que igualmente se observa no ensaio de incubação. Este facto está em concordância com

as características dos dois correctivos, pois apresentam magnésio na sua composição (Quadro 13). Também em concordância com a sua composição, o calcário calcítico, por não ter magnésio, não afectou (solo Podzolizado) ou reduziu mesmo (solo Litólico) o magnésio de troca nas modalidades em que foi aplicado.

Para cada uma das modalidades dos dois solos determinou-se a relação Ca/Mg e a proporção de cada base em relação à soma das bases de troca (Quadro 24). No quadro 5 do anexo 8, apresentam-se os resultados da análise de variância.

Quadro 24 - Relações Ca/Mg, Ca/STB, Mg/STB, K/STB e Na/STB (%).

Solo	Correctivo		Relação entre bases de troca				
	Tipo	Dose (g kg ⁻¹)	Ca/Mg	Ca/STB (%)	Mg/STB (%)	K/STB (%)	Na/STB (%)
Litólico	Testemunha	0	1,29 <i>e</i>	53,8 <i>f</i>	41,8 <i>a</i>	1,8 <i>cd</i>	2,6 <i>b</i>
	Cinza	2,0	1,44 <i>e</i>	51,7 <i>g</i>	36,0 <i>b</i>	9,9 <i>a</i>	2,5 <i>b</i>
	C. calcítico	2,0	2,79 <i>b</i>	71,4 <i>d</i>	25,6 <i>c</i>	1,3 <i>d</i>	1,8 <i>c</i>
	C. dolomítico	2,0	1,71 <i>e</i>	60,9 <i>e</i>	35,8 <i>b</i>	1,4 <i>d</i>	1,9 <i>c</i>
Podzolizado	Testemunha	0	9,72 <i>b</i>	85,6 <i>b</i>	8,8 <i>e</i>	2,3 <i>c</i>	3,3 <i>a</i>
	Cinza	0,5	5,10 <i>c</i>	78,1 <i>c</i>	15,2 <i>d</i>	3,2 <i>c</i>	3,5 <i>a</i>
	C. calcítico	0,5	15,40 <i>a</i>	90,3 <i>a</i>	5,6 <i>f</i>	1,7 <i>cd</i>	2,4 <i>b</i>
	C. dolomítico	0,5	9,13 <i>b</i>	85,7 <i>b</i>	9,4 <i>e</i>	2,1 <i>c</i>	2,8 <i>b</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Segundo LQARS (2006) uma relação Ca/Mg adequada deve situar-se entre 2,6 e 4, sendo que acima deste intervalo a relação é desfavorável para a nutrição em magnésio, devido ao fenómeno de antagonismo iónico com o cálcio e abaixo desfavorável para as propriedades físicas do solo, nomeadamente a estabilidade dos agregados. Após o ensaio, a única modalidade que manteve uma relação Ca/Mg favorável foi a calcário calcítico do solo Litólico. As restantes modalidades deste solo tiveram uma relação Ca/Mg abaixo do intervalo adequado. Em todas as modalidades do solo Podzolizado a relação foi superior à considerada adequada, o que poderá conduzir a problemas na nutrição em magnésio. Apesar de tudo, a modalidade cinza foi a que obteve uma razão Ca/Mg mais próxima do ideal, muito devido à razão Ca/Mg mais baixa perante a dos restantes correctivos. Visto que o solo Litólico possui uma grande percentagem de magnésio de troca (testemunha), a adição de correctivos que veiculem o elemento não irão beneficiar a relação Ca/Mg. Pelo contrário a aplicação destes correctivos no solo Podzolizado favorecem a razão Ca/Mg e consequentemente melhoram a nutrição em magnésio.

A razão Ca/Mg só por si não é suficiente para se constatar se existem problemas estruturais ou de nutrição sendo necessário atender também à proporção de cada base em

relação à soma das bases de troca. Segundo LQARS (2006) o ideal seria que a proporção das bases fosse a seguinte: Ca 60-80%, Mg 10-20%, K 1-5%. Deste ponto de vista o correctivo ideal para o solo Litólico seria o calcário calcítico e para o solo Podzolizado a cinza (Quadro 24).

Tal como se observa no ensaio de incubação, o potássio de troca no solo não foi afectado pela aplicação dos dois calcários, que originaram valores idênticos à testemunha. No entanto, o efeito da aplicação de cinza foi bastante diferente, uma vez que provocou aumentos significativos e relativamente acentuados do potássio de troca, sobretudo no solo Litólico. A proporção ideal de K no solo deve ser superior a 1%, devido a situações de carência que possam surgir mas também não deve ultrapassar 5%, por constituir um valor muito elevado (LQARS, 2006).

Do mesmo modo que no ensaio de incubação e à semelhança do potássio, a aplicação dos calcários calcítico e dolomítico não afectaram o teor de sódio de troca nos dois solos. Em contrapartida, o sódio de troca teve acréscimos significativos, em relação às respectivas testemunhas, com a aplicação de cinza. No entanto, os aumentos observados foram relativamente baixos e “compensados” pelo aumento das restantes bases de troca, tendo-se verificado que a aplicação de cinza não afectou de forma significativa a proporção do sódio no complexo de troca. Efectivamente, os teores de sódio de troca nas modalidades testemunhas corresponderam a 2,7 e 3,2 % do total das bases de troca, enquanto que nas modalidades em que se aplicou cinza os valores obtidos foram 2,5 e 3,5%, no solo Litólico e no solo Podzolizado, respectivamente. Desta forma, não é de prever que a aplicação de cinza origine acumulação de sódio que provoque a desfloculação dos colóides do solo e a consequente degradação das suas características físicas, o que já tinha sido observado no ensaio de incubação.

Verifica-se, assim, que a cinza enriqueceu o solo numa maior diversidade de bases, quando comparada que os calcário agrícolas. O mesmo foi observado por Nkana *et al.* (1998) com a aplicação de cinza e carbonato de cálcio ao solo. Também Yvonne & Fernandez (1990), ao aplicarem cinza ao solo, para além de terem observado um aumento no pH, verificaram, também, um aumento das bases Ca, Mg, K, Na.

4.2.3.3. Fósforo e potássio extraíveis

Os valores médios do efeito dos correctivos sobre os teores de fósforo e potássio no solo, extraíveis pelo método de Egner-Rhiem, são apresentados no quadro 25. No quadro 4

do anexo 8, apresentam-se os resultados da análise de variância e no quadro 6 do anexo 3 os valores de cada repetição.

Os resultados obtidos indicam que, no final do ensaio, as modalidades em que se aplicou cinza apresentaram teores de P extraível significativamente superiores às respectivas testemunhas, correspondendo a aumentos de 254 e 183% para, respectivamente, o solo Litólico e o solo Podzolizado. Verificou-se ainda, nos dois solos, que não ocorreram diferenças significativas entre a testemunha, o calcário calcítico e o calcário dolomítico. Estes resultados serão, sobretudo, consequência do facto da cinza ter uma quantidade considerável de fósforo na sua composição (Quadro 14). No entanto, o maior valor de pH final atingido nas modalidades cinza poderá também ter contribuído para um aumento da disponibilidade de fósforo.

Quadro 25 - Teores de fósforo e potássio extraíveis pelo método de Egner-Riehm, no final do ensaio de vegetação.

Solo	Correctivo		P extraível (mg kg ⁻¹)	K extraível (mg kg ⁻¹)
	Tipo	Dose (g kg ⁻¹)		
Litólico	Testemunha	0	21 <i>cd</i>	24 <i>b</i>
	Cinza	2,0	74 <i>a</i>	233 <i>a</i>
	C. calcítico	2,0	22 <i>bc</i>	27 <i>b</i>
	C. dolomítico	2,0	21 <i>cd</i>	26 <i>b</i>
Podzolizado	Testemunha	0	10 <i>e</i>	10 <i>c</i>
	Cinza	0,5	30 <i>b</i>	30 <i>b</i>
	C. calcítico	0,5	12 <i>e</i>	8 <i>c</i>
	C. dolomítico	0,5	14 <i>de</i>	9 <i>c</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

O efeito dos diferentes correctivos no teor de potássio extraível foi semelhante ao observado no fósforo: as modalidades em que se aplicou cinza apresentaram os teores mais elevados de potássio e não ocorreram diferenças significativas entre a testemunha, o calcário calcítico e o calcário dolomítico. As modalidades contendo cinza originaram, relativamente à testemunha, aumentos de potássio extraível de 869 e 208%, no solo Litólico e no solo Podzolizado, respectivamente. Estes resultados estão de acordo com os valores de potássio de troca observados nas modalidades com cinza (Quadro 23) e com as exportações de potássio pelas plantas (Quadro 19), sendo consequência da elevada concentração de potássio na cinza e da maior quantidade de cinza aplicada ao solo Litólico.

Os resultados obtidos neste ensaio estão em concordância com os obtidos no ensaio de incubação e por outros autores (Erich, 1991; Erich & Ohno, 1992; Ohno & Erich 1990;

Nkana, *et al.*, 1998; Muse & Mitchell 1995; Patterson, *et al.*, 2004) que verificaram que a cinza de biomassa pode ser uma importante fonte de fósforo e potássio para as culturas.

4.2.3.4. Micronutrientes extraíveis – Ferro, Manganês, Cobre e Zinco

No quadro 26 estão os micronutrientes extraíveis pelo método de Lakanen-Ervio. No quadro 4 do anexo 8, apresentam-se os resultados da análise de variância e no quadro 6 do anexo 3 os valores de cada repetição.

Entre iguais modalidades o ferro, manganês e cobre extraíveis foram mais elevados no solo Podzolizado que no solo Litólico. Tal pode dever-se ao facto das amostras de solo Litólico serem proveniente de uma zona do perfil mais profunda que o solo Podzolizado, local onde a concentração de micronutrientes catiões pode ser menor (Tinsdale & Nelson, 1970). No solo, em igualdade de circunstâncias todos os micronutrientes catiões tendem a diminuir a sua solubilidade com o aumento do pH (Lindsay, 1972; Mengel, 2001; Santos, 2002; Tinsdale & Nelson, 1970; Varennes, 2003).

Quanto ao ferro, o comportamento observado entre as quatro modalidades é simétrico entre os dois solos. Exceptuando nas modalidades contendo cinza, aquelas que foram sujeitas à aplicação de um correctivo alcalinizante obtiveram uma quantidade de ferro extraível significativamente inferior às respectivas testemunhas, querendo isto dizer que, como seria de esperar, na ausência de aplicação do nutriente, o ferro extraível diminui com o aumento do pH (Lindsay, 1972). Nas modalidades contendo cinza, embora o pH final tenha sido o mais elevado, estatisticamente o ferro extraível não foi mais baixo que as respectivas testemunhas, o que poderá ser devido às quantidades de nutriente adicionadas pelo correctivo, pois este possui aproximadamente 1,4% de ferro.

Relativamente ao manganês extraível, não foram encontradas diferenças significativas entre modalidades no solo Podzolizado, indicando que os correctivos não provocaram dissemelhanças estatisticamente detectáveis comparativamente à testemunha. No solo Litólico a única modalidade significativamente diferente da testemunha foi a cinza. À semelhança do ferro, a cinza também veicula manganês, possuindo aproximadamente 0,2% deste elemento. Visto que a redução do pH não foi suficiente para baixar a disponibilidade de manganês a níveis inferiores aos da testemunha, a razão para o aumento significativo observado pode dever-se ao aumento quantitativo de nutriente proporcionado com a aplicação da cinza.

No cobre extraível não foram detectadas quaisquer diferenças entre modalidades dentro de cada solo.

Quadro 26 - Teor de micronutrientes extraíveis pelo método de Lakanen-Ervio no final do ensaio de vegetação.

Solo	Correctivo		Fe (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)
	Tipo	Dose (mg kg ⁻¹)				
Litólico	Testemunha	0	29,7 <i>bc</i>	12 <i>b</i>	0,5 <i>b</i>	2,3 <i>a</i>
	Cinza	2,0	26,0 <i>c</i>	15,4 <i>a</i>	0,4 <i>b</i>	1,5 <i>b</i>
	C. calcítico	2,0	21,8 <i>d</i>	9,4 <i>b</i>	0,4 <i>b</i>	1,0 <i>c</i>
	C. dolomítico	2,0	21,4 <i>d</i>	9,3 <i>b</i>	0,4 <i>b</i>	1,0 <i>c</i>
Podzolizado	Testemunha	0	34,2 <i>a</i>	17,7 <i>a</i>	1,7 <i>a</i>	1,6 <i>b</i>
	Cinza	0,5	34,7 <i>a</i>	18,0 <i>a</i>	1,3 <i>a</i>	1,5 <i>b</i>
	C. calcítico	0,5	33,0 <i>ab</i>	16,3 <i>a</i>	1,4 <i>a</i>	1,4 <i>b</i>
	C. dolomítico	0,5	32,4 <i>ab</i>	16,7 <i>a</i>	1,3 <i>a</i>	1,5 <i>b</i>

Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Relativamente ao zinco, no solo Podzolizado não foram observadas quaisquer diferenças estatisticamente detectáveis entre modalidade. No solo Litólico, nas modalidades sujeitas à aplicação de correctivos, o zinco extraível foi significativamente inferior à testemunha, isto devido à redução de pH induzida pelos correctivos alcalinizantes. Apesar de tudo, embora a cinza tenha sido o correctivo que induziu o pH mais elevado, obteve uma quantidade de zinco extraível superior que os calcários, pois a cinza contém algum zinco na sua constituição (85 mg kg⁻¹) e cuja concentração é superior à dos calcários (Quadro 14).

5. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho, relativos ao efeito das cinzas da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa na fertilidade de dois solos ácidos e no crescimento da cultura do milho, permitiram tirar as seguintes conclusões:

- A cinza provocou um aumento significativo do pH do solo podendo, por este motivo, ser encarada como um correctivo alcalinizante do solo.
- Comparativamente aos calcários agrícolas, a cinza foi o correctivo que originou maiores e mais rápidos aumentos do pH do solo, o que poderá ser vantajoso sempre que se pretenda efectuar uma rápida neutralização da acidez do solo.
- A aplicação de cinza originou um aumento dos teores de potássio e fósforo extraíveis do solo e das quantidades dos mesmos elementos exportados pela cultura do milho, o que não se observou com os calcários agrícolas. Deste modo, a cinza, para além de correctivo alcalinizante, deve também ser encarada como um fertilizante fosfopotássico.
- O aumento da dose de cinza originou aumentos do teores de todas as bases de troca (Ca, Mg, K e Na) no solo, enquanto que com o calcário dolomítico apenas aumentou o Ca e o Mg de troca e o calcário calcítico o Ca.
- O aumento da disponibilidade de potássio (K de troca e K extraível), resultante da aplicação de cinza, poderá, originar um excesso de potássio relativamente aos cationes bivalentes (Ca e Mg). Esta situação, em condições de campo, pode conduzir a desequilíbrios nutricionais (antagonismo K-Ca ou K-Mg) ou à deterioração da estabilidade coloidal devido ao excesso de cationes monovalentes.
- A exportação e concentração de cálcio no milho foram mais baixas nas modalidades em que se aplicou cinza do que nas modalidades em que se aplicaram os calcários agrícolas. Este facto alerta para o possível antagonismo iónico K-Ca provocado pela elevada quantidade de potássio veiculada pela cinza, o qual é potenciado no caso monocotiledóneas. O excesso de potássio também se repercutiu na absorção de Mg, causando antagonismo iónico.
- A aplicação de cinza provovou um efeito sinérgico K-NO₃, verificando-se a absorção avultada de potássio e azoto pela biomassa no solo Litólico.

- A cinza teve, ainda, um efeito positivo na relação Ca/Mg de troca dos solos. Este efeito foi mais evidente no solo Podzolizado (que apresentava um excesso de Ca relativamente ao Mg) onde a aplicação de cinza reduziu a relação Ca/Mg até ao intervalo considerado adequado. No solo Litólico, com uma baixa relação Ca/Mg, a cinza aumentou ligeiramente esta relação, sem contudo se conseguir atingir a gama de valores adequados. No caso do solo Litólico, o calcário calcítico foi o correctivo que teve um efeito mais positivo na relação Ca/Mg.
- Para além dos macronutrientes referidos, a cinza também demonstrou uma tendência para o enriquecimento do solo noutros nutrientes vegetais, nomeadamente micronutrientes.
- A cinza apresentou um teor muito baixo de metais pesados sendo, por isso, muito reduzido o risco de contaminação do solo pelos metais pesados nela existentes.
- A maior produção de biomassa, observada na cultura do milho, nas modalidades em que se aplicou cinza, poderá ser justificada pelo maior valor de pH final do solo e pela maior disponibilidade e diversidade de nutrientes vegetais veiculados pela cinza quando comparado com o efeito dos calcários agrícolas.
- No futuro, a aplicação ao solo de cinza da co-combustão de bagaço de cana-de-açúcar e biomassa lenhosa, deverá ter em conta, para além do seu valor neutralizante e do pH do solo, a composição da cinza e do solo sujeito à correcção do pH. Desta forma, as doses a aplicar devem ser estabelecidas de modo a que não se corra o risco de perturbar o equilíbrio entre nutrientes no solo nem se contribua para a degradação das propriedades físicas do mesmo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F.-G., 2009. *Thermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery*. Waste Management. 29, 1122-1128.
- Anjos, M.A.S.; Martinelli, A.E., 2008. *Caracterização do resíduo da biomassa da cana-de-açúcar para aplicação em pastas cimentícias*. Anais do 18º CBECiMat., Porto de Galinhas, Brasil.
- AOAC, 1990. *Official Methods of Analysis*. Association of Official Analytical Chemists Inc., Virginia, EUA.
- Augusto, L, Bakker, M.R., Meredieu, C., 2008. *Wood ash applications to temperate forest ecosystems – Potential benefits and drawbacks*. Plant Soil. 206, 181-198.
- Bauen, A., 2005. Biomass in Europe. In *Bioenergy – Realizing the potencial*, Silveira, S. (ed.), pp 19-30. Elsevier, Grã-Bretanha.
- Brás, A.M., Miranda, F., Hipólito, L., Dias, S.L., 2006. *Biomassa e produção de energia*. O Minho, a Terra do Homem. 51, 23-30.
- Borlini, M.C.; Sales, H.F.; Vieira, C.M.F.; Conte, R.A.; Pinatti, D.G.; Monteiro, S.N., 2004. Use of Biomass Ashes as an Addition to Red Ceramics. In *Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology*. Proceedings of the Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology, p. 767-774. Madrid, Espanha.
- Brunner, I., Zimmermann, S., Zingg, A., Blaser, P., 2004. *Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification*. Plant Soil. 267, 61-71.
- Cabral, F., Ribeiro, H.M., Hilário, L., Machado, L., Vasconcelos, E., 2008. *Use of pulp mill inorganic wastes as alternative liming materials*. Bioresource Technology. 99, 8294-8398.
- Chiang, K.-Y., Wang, K.-S., Lin, F.-L., Chu, W.-T., 1997. *Chloride effects on the speciation and partitioning of heavy metal during the municipal solid waste incineration process*. The Science of the Total Environment. 203, 129-140.
- Chirenje T. & Ma, L.Q., 2002. *Impact of high-volume wood-fired boiler ash amendment on soil properties and nutrients*. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 33 (1&2), 1-17.
- Coelho, S.T., 1999. *Mecanismos para a implementação da cogeração de electricidade a partir de biomassa*. Um modelo para o Estado de São Paulo. Tese de doutoramento em Energia. Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil, pp 200.

- Coelho, P. & Costa M., 2007. *Combustão*. Edições Orion, Amadora. 714 pp.
- Cordeiro, G.C., 2006. *Utilização de cinzas ultrafinas do bagaço de cana-de-açúcar e da casca de arroz como aditivos minerais em concreto*. Tese de doutoramento em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Brasil, 445 pp.
- Cordeiro, G.C., Romildo, D.T.F., Tavares, L.M., Fairbairn, E. M. R., 2009a. *Ultrafine grinding of sugar cane bagasse ash for application as pozzolanic admixture in concrete*. Cement and Concrete Research. 39, 110-115.
- Cordeiro, G.C., Filho, R.D.T., Fairbairn, E.M.R., 2009b. *Caracterização de cinza do bagaço de cana-de-açúcar para emprego como pozzolana em materiais cimentícios*. Química Nova. 32 (1), 82-86.
- Costa, R, 2007. *Cana sacarina – A qualidade como prioridade*. Acedido a 20/03/2009. <http://www.sra.pt/irj/go/km/docs/documents/Portal%20SRA/Biblioteca/Documentos%20técnicos/Cana%20Sacarina/Cana%20Sacarina.pdf>
- Dalianis, D.C., 1996. Eucalyptus. In *Renewable energy – Potencial energy crops for Europe and the Mediterranean region*, Bassan, N. (ed.), pp 55-64. FAO-FAL, Braunschweig, Alemanha.
- Davidsson, K.O., Pettersson J.C.B., Nilsson, R., 2002. *Fertilizer influence on alkali release during straw pyrolysis*. Fuel. 81, 259-262.
- Decreto Lei nº 118/2006 de 21 de Junho. *Diário da República nº 118/2006 – I Série-A*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa
- Demeyer, A., Nkana, J.C.V., Verloo, M.G., 2001. *Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview*. Bioresource Technology. 77, 287-295.
- DRE, 2007, *Estatísticas da Agricultura e Pescas da Região Autónoma da Madeira*. Funchal, 24 pp.
- Egner H., Riehm H., Domingo W.R. (1960). *Untersuchungen über die chemische bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden*. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. Kungliga Lantbr.-Hogsk. Ann. 26, 199-215.
- Erich, M.S., 1990. *Agronomic effectiveness of wood ash as a source of phosphorus and potassium*. Journal of Environmental Quality. 20, 576-581.

- Erich, M.S., & Ohno, T., 1992. *Phosphorus availability to corn from wood ash-amended soils*. Water, Air and Soil Pollution. 64, 475-485.
- Evans, J. & Williams, P.T., 2000. *Heavy metal adsorption onto flyash in waste incineration flue gases*. Trans IchemE. 78(B), 40-46.
- Geibe, C.E., Holmström, J.M., van Hees, P.A.W., Lundström, U. S., 2003. *Impact of lime and ash applications on soil solution chemistry of an acidified podzolic soil*. Water, Air, and Soil Pollution. Focus. 3, 77-96.
- Gliessman, S.R., 2001. *Agroecosystem sustainability: Developing practical strategies*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, EUA. 210 pp.
- Hansen, H.K., Pedersen, A. J., Ottosen, L.M., Villumsen, A., 2001. *Speciation and mobility of cadmium in straw and wood combustion fly ash*. Chemosphere 45, 123-128.
- Hernández, J.F.M., Middendorf, B., Gehrke, M., Bundelmann, H., 1998. *Use of wastes of the sugar industry as pozzalana in lime-pozzalana binders: study of the reaction*. Cement and Concrete Research, 28 (11), 1525-1536.
- Horneck, D.A. & Miller, R.O., 1998. Determination of total nitrogen in plant tissue. In Kalra, Y. (ed.). *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*, pp. 75–83. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, EUA.
- Jacobson, S., 2000. *Forest application of granulated wood ash on mineral soils in Sweden*. In The forest alternative: Principles and practice of residuals use, Henry, C. L., Harrison, R. B., Bastian, R. K. (eds.), pp. 123-126. Col. For. Res. Publications, Washington, EUA.
- Jenkins, B.M., Baxter, L.L., Miles Jr, T.R., Miles, T.R., 1998. *Combustion properties of biomass*. Fuel Processing Technology. 54, 17-46.
- Jorapur, R. & Rajvanshi, A.K., 1997. *Sugarcane leaf-bagasse gasifiers for industrial heating applications*. Biomass and Bioenergy. 13 (3), 141-146.
- Khanna, P.K., Raison, R.J., Falkiner, R.A., 1994. *Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils*. Forest Ecology Mangement. 66, 107-125.
- Lakanen, E. & Ervio, R. (1971) *A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils*. Acta Agr. Fenn. 123, 223-232.
- Lægreid, M., Bøckman, O.C., Kaarstad, O., 1999. *Agriculture, fertilizers and the environment*. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, Reino Unido. 294 pp.

- Lindsay, W.L., 1972. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soils. In *Micronutrients in Agriculture*, Mortvedt, J. J., Giordano, P. M., Lindsay, W. L. (eds.), pp. 41-57. Soil Science Society of America, Inc., Winsconsin, EUA.
- Lima, A.T., Ottosen, L.M., Pedersen, A.J., Ribeiro, A.B., 2008. *Characterization of fly ash from bio and municipal waste*. Biomass and Bioenergy. 32, 277-282.
- LQARS, 2006. *Manual de fertilização das culturas*. Ministério da Educação, Sintra. 282 pp.
- Lundström, U.S., Bain, D.C., Taylor, A.F.S., van Hess, P.A.W., Geibe, C.E., Holmström, S. J. M., Melkerud, P.-A., Finlay, R., Jones, D.L., Nyberg, L., Gustafsson, J.P., Riise, G., Strand L. T., 2003. *Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in southern Sweden*. A joint multidisciplinary study. Water, Air and Soil Pollution. Focus. 3, 167-188.
- Maiwes, K.J., 1995. *Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils*. Water, Air and Soil Pollution. 85, 143-152.
- Marti, F. & Muñoz, J., 1957. *Flame Photometry*. Elsevier Publishing Company, London.
- Matichenkov, V.V., Calvert, D.V., 2002. *Silicon as a beneficial element for sugarcane*. Journal American Society of Sugarcane Technologists. 22, 21–30.
- Mengel, K & Kirkby, E.A., Kosegarten, H., Appel, T., 2001. *Principles of plant nutrition*. 5.^a edição Kluwer Academic, Holanda. 849 pp.
- Misra, M.K., Ragland, K.W., Baker, A.J., 1993. *Wood ash composition as a function of furnace temperature*. Biomass and Bioenergy. 4 (2), 103-116.
- Muse J.K., & Mitchell, C.C., 1995. *Paper mill boiler ash and lime by-products as soil liming materials*. Agronomy Journal. 87, 432-438.
- Nassar, M.M, Ashour, E.A., Wahid S.S., 1996. *Thermal Characteristics of bagasse*. Journal of Applied Polymer Science. 61, 885-890.
- Nieminen, M., Piirainen, S., Moilanen, M., 2005. *Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finnish forest soils*. Scandinavian Journal of Forest Research. 20, 146-153.
- Nkana, J.C.V., Demeyer, A., Verloo, M.G., 1998. *Chemical effects of wood ash on plant growth in tropical acid soils*. Bioresource Technology. 63, 251-260.

- Nkana, J.C.V., Demeyer, A., Verloo, M.G., 2002. *Effect of wood ash application on soil solution chemistry of tropical acid soils: incubation study*. Bioresource Technology. 85, 323-325.
- Obernberger, I., Biedermann, F., Widmann, W., Riedi, R., 1997. *Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions*. Biomass and Bioenergy. 12 (3), 211-224.
- Obernberger, I., Brunner, T., Bärnthaler, G., 2006. *Chemical properties of solid biofuels – significance and impact*. Biomass and Bioenergy. 30, 973-982.
- Ohno, T. & Erich, M. S., 1990. *Effect of wood ash application on soil pH and soil test nutrient levels*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 32, 223-239.
- Olanders, B., Steenari, B.-M., 1995. *Characterization of ashes from wood and straw*. Biomass and Bioenergy. 8 (2), 105-115.
- Patterson, S.J., Acharya, S. N., Thomas, J.E., Bertschi, A.B., Rothwell, R.L., 2004. *Barley biomass and grain yield and canola seed yield response to land application of wood ash*. Agronomy Journal. 96, 971-977.
- Pandey, A., Soccol, C.R., Nigam, P., Soccol, V.T., 2000. *Biotechnological potencial of agro-industrial residues. I: sugarcane bagasse*. Bioresource Technology. 74, 69-80.
- Pitman, R.M., 2006. *Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts*. Forestry 79 (5), 563-588.
- Póvoas, I. & Barral, M.F. 1992. *Métodos de análise de solo*. Commun. IICT série Ciências Agrárias nº 10m 61.p. IICT, Lisboa.
- Ribeiro, H.M., Gonçalves, M., Vasconcelos, E., Fabres, S., Machado, L. & Cabral, F., 2002. *Utilização de resíduos da indústria da pasta de papel como fertilizante*. Revista de Ciências Agrárias XXV. 3 & 4, 365-373.
- Ross, S., 1989. *Soil processes: A systematic approach*. Routledge Chapman & Hall Inc., Nova Iorque. 444 pp.
- Santos, A.B., 1993. Agricultura da cana-de-açúcar. In *Manual da cana-de-açúcar*, Cultivar-Associação de Técnicos de Culturas Tropicais (ed.), pp 51-101. Uniarte Gráfica, Porto.
- Santos, J.Q., 2001. *Fertilização e ambiente: Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes*. Europa-América, coleção EUROAGRO, Sintra. 261 pp.

- Santos, J.Q., 2002. *Fertilização, fundamentos da utilização dos adubos e correctivos*. 3.^a Edição. Europa-América, colecção EUROAGRO, Sintra. 547 pp.
- Savant, N.K, Korndörfer, G.H., Datnoff, L.E. and Snyder, G.H., 1999. *Silicon nutrition and sugarcane production: a review*. Journal of Plant Nutrition. 22 (12), 1853-1903.
- Scudey, M. Förster, J.E., Becerra, J.P., Quinteros, M., Torres, J., Arancibia, N., Galindo, G., Chang, A. C., 2007. *Disposal of domestic sludge and sludge ash on volcanic soils*. Journal of Hazardous Materials. B139, 550-555.
- Schollenberger, C.J. & Simon, R.H., 1945. *Determination of Exchange capacity and exchangeable bases in soil-amonium acetate Method*. Soil Science. 59, 13-24.
- Shafizadeh, F., 1977. Fuels from wood waste. In *Fuels from waste*, Anderson, L. L., Tillman, D. A. (ed.), pp 141-160. Energy Science and Engineering: Resources Technology, Management, Belton, Texas, EUA.
- Singh, N.B., Singh, V.D. Rai, S., 2000. *Hydration of bagasse ash-blended portland cement*. Cement and Concrete Research. 30, 1485-1488.
- Soltes, J., 1982. Biomass for energy – Fuels now and in the futurer. In *Biomass utilization*, Côté, W. A. (ed.), pp 1-22. NATO ASI series: Serie A, life sciences, vol 67, Oeiras.
- Steenari, B.-M., Karlsson, L.G., Lindqvist, O., 1999. *Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration*. Biomass and Bioenergy. 16, 119-136.
- Steenari, B.-M. & Lindqvist, O., 1997. *Stabilization of biofuel ashes for recycling to forest soil*. Biomass and Bioenergy. 13, 39-50.
- Tinsdale & Nelson, 1970. *Fertilidad de los suelos y fertilizantes*. Montaner y Simon, Barcelona. 760 pp.
- Terrón, P.U., 2002. *Fitotecnia, ingeniería de la producción vegetal*. Mundi-Prensa, Madrid, Espanha. 528 pp.
- Turn, S.Q., Kinoshita, C.M, Jakeway, L.A., Jenkins B.M., Baxter, L.L, Wu, B.C., Blevins L.G., 2003. *Fuel characteristics of processed, high-fiber sugarcane*. Fuel Processing Technology. 81, 35-55.
- Ulery, A.L., Graham, R.C., Amrhein, C., 1993. *Wood-ash composition and soil pH following intense burning*. Soil Science. 156, 358-364.
- Unger, Y.L. & Fernandez, I.J., 1990. *The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils*. Water, Air and Soil Pollution. 49, 299-314.

- Vamvuka & Zografos, 2004. *Predicting the behaviour of ash from agricultural waste during combustion*. Fuel. 83, 2051-2057.
- Vance, E.D., 1996. *Land application of wood-fired and combination boiler ashes: an overview*. Journal of Environmental Quality. 25, 937-944.
- Varennas, A., 2003. *Produtividade dos solos e ambiente*. Escolar Editora, Lisboa. 490 pp.
- Walkley, A. & Black, I.A. 1934. *An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method*. Soil Science, 37: 29-38.
- WRB, 2006. *World reference base for soil resources*. 2ª Edição. World Soil Resources Reports Nº 103. FAO, Roma.
- Wu, C.Y. & Biswas, P., 1993. *An Equilibrium Analysis to Determine the Speciation of Metals in an Incinerator*. Combustion and Flame, 93, 31-40.
- Zan, J. R., 1996. *Biostatistical analysis*. 3ª edição, Prentice Hall Inc. 662 pp.
- Zhan, G., Erich, M.S., Ohno, T., 1996. *Release of trace elements from wood ash by nitric acid*. Water, Air and Soil Pollution. 88, 297-311.
- Zhang, Y., Li, Q., Meng, A., Chen, Y., Zhou, Y., Chen, C., 2007. *Effects of sulfur compounds on Cd partitioning in a simulated municipal solid waste incinerator*. Chinese Journal of Chemical Engineering. 15 (6), 889-894.
- Zhang, F.-S., Yamasaki, S., Nanzyo, M., 2001. *Application of waste ashes to agricultural land – effect of incineration temperature on chemical characteristics*. The Science of the Total Environment. 284, 205-214.
- Zhang, F.-S., Yamasaki, S., Nanzyo, M., 2002. *Waste ashes for use in agricultural production: I. Liming effect, contents of plant nutrients and chemical characteristics of some metals*. The Science of the Total Environment. 284, 215-225.

ANEXOS

ANEXO 1

Quadro 1 – Leitura do pH em água destilada, de cada repetição, nas cinco datas, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Litólico e ao solo Podzolizado no ensaio de incubação.

Solo	Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Dias					Solo	Dias				
			1	7	14	28	56		1	7	14	28	56
Litólico	Cinza	0,0	5,48	5,46	5,46	5,42	5,49	Podzolizado	6,34	6,5	5,6	5,01	4,93
Litólico	Cinza	0,0	5,47	5,57	5,49	5,41	5,48	Podzolizado	6,23	6,2	5,42	5,11	4,87
Litólico	Cinza	0,0	5,49	5,47	5,49	5,47	5,50	Podzolizado	6,35	6,34	5,4	5,15	4,83
Litólico	Cinza	0,0	5,46	5,44	5,46	5,46	5,49	Podzolizado	6,34	6,41	5,44	5,17	4,87
Litólico	Cinza	0,5	5,53	5,68	5,57	5,54	5,66	Podzolizado	7,55	7,44	6,58	6,4	6,15
Litólico	Cinza	0,5	5,62	5,69	5,67	5,6	5,68	Podzolizado	7,46	7,47	6,6	6,46	6,23
Litólico	Cinza	0,5	5,65	5,67	5,79	5,59	5,70	Podzolizado	7,52	7,66	6,69	6,58	6,35
Litólico	Cinza	0,5	5,67	5,66	5,67	5,55	5,67	Podzolizado	7,58	7,61	6,64	6,5	6,26
Litólico	Cinza	1,0	5,83	5,97	5,93	5,83	5,86	Podzolizado	8,09	8,26	7,59	7,68	7,48
Litólico	Cinza	1,0	5,87	5,97	5,96	5,89	5,86	Podzolizado	8,11	8,56	7,6	7,73	7,49
Litólico	Cinza	1,0	5,86	5,9	5,97	5,9	5,92	Podzolizado	7,99	8,45	7,62	7,68	7,59
Litólico	Cinza	1,0	5,85	6,02	5,97	5,85	5,88	Podzolizado	7,94	8,49	7,56	7,75	7,51
Litólico	Cinza	2,0	6,88	6,5	6,7	6,93	6,72	Podzolizado	8,55	8,95	8,57	8,79	8,82
Litólico	Cinza	2,0	6,67	6,65	6,74	6,93	6,69	Podzolizado	8,67	8,99	8,67	8,85	8,84
Litólico	Cinza	2,0	6,67	6,88	6,93	6,87	6,67	Podzolizado	8,62	8,93	8,7	8,86	8,92
Litólico	Cinza	2,0	6,51	6,72	6,97	7,07	6,87	Podzolizado	8,79	9,07	8,81	8,97	8,93
Litólico	Cinza	4,0	7,81	7,98	8,24	8,04	8,05	Podzolizado	9,1	9,349	9,19	9,29	9,3
Litólico	Cinza	4,0	7,82	7,89	8,15	8,01	8,02	Podzolizado	9,18	9,44	9,26	9,33	9,36
Litólico	Cinza	4,0	7,88	8,00	8,23	8,11	8,07	Podzolizado	9,09	9,41	9,25	9,43	9,35
Litólico	Cinza	4,0	7,96	8,14	8,29	8,05	8,09	Podzolizado	8,98	9,43	9,21	9,39	9,36
Litólico	C. Calcítico	0,0	5,48	5,46	5,46	5,42	5,49	Podzolizado	6,34	6,5	5,6	5,01	4,93
Litólico	C. Calcítico	0,0	5,47	5,57	5,49	5,41	5,48	Podzolizado	6,23	6,2	5,42	5,11	4,87
Litólico	C. Calcítico	0,0	5,49	5,47	5,49	5,47	5,5	Podzolizado	6,35	6,34	5,4	5,15	4,83
Litólico	C. Calcítico	0,0	5,46	5,44	5,46	5,46	5,49	Podzolizado	6,34	6,41	5,44	5,17	4,87
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,83	5,69	5,84	5,75	5,69	Podzolizado	6,64	7,09	6,25	6,19	5,79
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,73	5,67	5,81	5,81	5,81	Podzolizado	6,66	7,13	6,3	6,11	5,84
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,65	5,87	5,75	5,76	5,8	Podzolizado	6,47	6,87	5,97	5,88	5,57
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,67	5,88	5,8	5,78	5,81	Podzolizado	6,64	7,2	6,17	6,11	5,84
Litólico	C. Calcítico	1,0	5,71	5,82	5,87	5,78	5,88	Podzolizado	6,71	7,43	6,62	6,69	6,48
Litólico	C. Calcítico	1,0	5,8	5,8	5,92	5,85	5,91	Podzolizado	6,76	7,61	6,65	6,76	6,69
Litólico	C. Calcítico	1,0	5,77	5,87	5,87	5,86	5,87	Podzolizado	6,83	7,44	6,57	6,56	6,41
Litólico	C. Calcítico	1,0	5,71	6,02	5,97	5,9	5,86	Podzolizado	6,92	7,51	6,73	6,92	6,65
Litólico	C. Calcítico	2,0	5,9	6,13	6,18	6,36	6,61	Podzolizado	7,22	7,74	7,26	7,36	7,25
Litólico	C. Calcítico	2,0	5,9	6,16	6,29	6,36	6,74	Podzolizado	7,22	8,05	7,31	7,47	7,39
Litólico	C. Calcítico	2,0	5,87	6,26	6,2	6,27	6,70	Podzolizado	7,42	7,9	7,3	7,45	7,3
Litólico	C. Calcítico	2,0	5,99	6,24	6,23	6,43	6,69	Podzolizado	7,36	7,98	7,31	7,42	7,37
Litólico	C. Calcítico	4,0	5,44	6,98	7,26	7,46	7,62	Podzolizado	7,79	8,06	7,76	7,65	7,69
Litólico	C. Calcítico	4,0	6,43	6,82	7,23	7,44	7,68	Podzolizado	7,82	8,04	7,78	7,8	7,77
Litólico	C. Calcítico	4,0	6,36	7,09	7,32	7,63	7,68	Podzolizado	7,82	8,07	7,85	7,8	7,82
Litólico	C. Calcítico	4,0	6,37	7,12	7,46	7,60	7,60	Podzolizado	7,78	8,25	7,75	7,85	7,78
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5,48	5,46	5,46	5,42	5,49	Podzolizado	6,34	6,5	5,6	5,01	4,93
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5,47	5,57	5,49	5,41	5,48	Podzolizado	6,23	6,2	5,42	5,11	4,87
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5,49	5,47	5,49	5,47	5,5	Podzolizado	6,35	6,34	5,4	5,15	4,83
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5,46	5,44	5,46	5,46	5,49	Podzolizado	6,34	6,41	5,44	5,17	4,87
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,77	5,7	5,92	5,6	5,65	Podzolizado	6,55	7,26	6,18	6,06	5,92
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,72	5,86	5,82	5,69	5,75	Podzolizado	6,48	7,23	6,21	6,14	5,88
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,76	5,74	5,87	5,7	5,68	Podzolizado	6,53	7,06	6,14	5,87	5,88
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,69	5,62	5,84	5,73	5,7	Podzolizado	6,49	7,25	6,17	6,02	5,85
Litólico	C. Dolomítico	1,0	5,78	5,86	5,88	5,78	5,86	Podzolizado	6,67	7,33	6,53	6,65	6,7
Litólico	C. Dolomítico	1,0	5,72	5,91	5,88	5,78	5,82	Podzolizado	6,85	7,37	6,67	6,61	6,58
Litólico	C. Dolomítico	1,0	5,74	5,82	5,92	5,81	5,91	Podzolizado	6,75	7,23	6,54	6,59	6,58
Litólico	C. Dolomítico	1,0	5,77	5,91	5,93	5,85	5,89	Podzolizado	6,78	7,31	6,69	6,72	6,69
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5,96	6,14	6,24	6,34	6,59	Podzolizado	7,07	7,47	6,89	7,32	6,96
Litólico	C. Dolomítico	2,0	6,05	6,34	6,34	6,48	6,81	Podzolizado	6,95	7,48	6,94	6,87	6,97
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5,99	6,14	6,32	6,42	6,77	Podzolizado	6,97	7,53	6,95	7,03	7,01
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5,94	6,2	6,55	6,56	6,68	Podzolizado	7,05	7,72	7,13	7,13	7,17
Litólico	C. Dolomítico	4,0	6,44	7,37	7,37	7,35	7,57	Podzolizado	7,35	7,93	7,45	7,42	7,39
Litólico	C. Dolomítico	4,0	6,45	7,4	7,38	7,45	7,67	Podzolizado	7,48	7,94	7,49	7,45	7,39
Litólico	C. Dolomítico	4,0	6,53	7,45	7,35	7,52	7,65	Podzolizado	7,44	7,97	7,56	7,47	7,42
Litólico	C. Dolomítico	4,0	6,45	7,48	7,43	7,57	7,63	Podzolizado	7,47	7,92	7,53	7,45	7,42

Quadro 2 – Bases de troca e Soma das Bases de Troca (SBT) de cada repetição, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Litólico no ensaio de incubação.

Solo	Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	Na (cmol _c kg ⁻¹)	SBT (cmol _c kg ⁻¹)
Litólico	Cinza	0,0	2,21	1,64	0,14	0,13	4,12
Litólico	Cinza	0,0	2,39	1,67	0,11	0,12	4,29
Litólico	Cinza	0,0	2,41	1,56	0,10	0,14	4,22
Litólico	Cinza	0,0	2,24	1,58	0,09	0,13	4,04
Litólico	Cinza	0,5	2,87	1,91	0,43	0,16	5,37
Litólico	Cinza	0,5	2,54	1,64	0,37	0,18	4,73
Litólico	Cinza	0,5	2,57	1,81	0,38	0,13	4,89
Litólico	Cinza	0,5	2,59	1,79	0,39	0,14	4,91
Litólico	Cinza	1,0	2,70	1,99	0,76	0,18	5,63
Litólico	Cinza	1,0	3,06	2,04	0,69	0,17	5,96
Litólico	Cinza	1,0	3,15	2,07	0,75	0,21	6,17
Litólico	Cinza	1,0	3,24	2,08	0,70	0,17	6,19
Litólico	Cinza	2,0	3,27	2,16	1,47	0,19	7,09
Litólico	Cinza	2,0	3,21	2,16	1,25	0,16	6,77
Litólico	Cinza	2,0	3,64	2,16	1,21	0,18	7,18
Litólico	Cinza	2,0	3,59	2,17	1,34	0,55	7,66
Litólico	Cinza	4,0	4,18	2,29	2,55	0,34	9,36
Litólico	Cinza	4,0	4,41	2,14	2,17	0,39	9,11
Litólico	Cinza	4,0	4,25	2,16	2,21	0,43	9,05
Litólico	Cinza	4,0	4,63	2,16	2,29	0,12	9,20
Litólico	C. Calcítico	0,0	2,21	1,64	0,14	0,13	4,12
Litólico	C. Calcítico	0,0	2,39	1,67	0,11	0,12	4,29
Litólico	C. Calcítico	0,0	2,41	1,56	0,10	0,14	4,22
Litólico	C. Calcítico	0,0	2,24	1,58	0,09	0,13	4,04
Litólico	C. Calcítico	0,5	2,48	1,55	0,12	0,14	4,29
Litólico	C. Calcítico	0,5	3,45	1,70	0,12	0,14	5,41
Litólico	C. Calcítico	0,5	2,87	1,53	0,13	0,13	4,67
Litólico	C. Calcítico	0,5	2,61	1,46	0,11	0,13	4,31
Litólico	C. Calcítico	1,0	3,48	1,61	0,12	0,17	5,39
Litólico	C. Calcítico	1,0	3,57	1,64	0,12	0,12	5,44
Litólico	C. Calcítico	1,0	3,11	1,47	0,11	0,13	4,82
Litólico	C. Calcítico	1,0	3,28	1,49	0,13	0,14	5,04
Litólico	C. Calcítico	2,0	4,40	1,50	0,13	0,13	6,17
Litólico	C. Calcítico	2,0	4,63	1,61	0,15	0,18	6,57
Litólico	C. Calcítico	2,0	4,10	1,52	0,13	0,16	5,91
Litólico	C. Calcítico	2,0	4,56	1,53	0,14	0,15	6,39
Litólico	C. Calcítico	4,0	6,93	1,44	0,15	0,13	8,65
Litólico	C. Calcítico	4,0	6,74	1,29	0,14	0,15	8,32
Litólico	C. Calcítico	4,0	6,78	1,32	0,10	0,17	8,38
Litólico	C. Calcítico	4,0	7,25	1,31	0,24	0,14	8,94
Litólico	C. Dolomítico	0,0	2,21	1,64	0,14	0,13	4,12
Litólico	C. Dolomítico	0,0	2,39	1,67	0,11	0,12	4,29
Litólico	C. Dolomítico	0,0	2,41	1,56	0,10	0,14	4,22
Litólico	C. Dolomítico	0,0	2,24	1,58	0,09	0,13	4,04
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,14	1,67	0,11	0,13	4,05
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,52	1,56	0,10	0,13	4,31
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,62	1,64	0,11	0,14	4,50
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,96	1,60	0,11	0,14	4,81
Litólico	C. Dolomítico	1,0	2,57	1,81	0,10	0,12	4,60
Litólico	C. Dolomítico	1,0	3,10	1,70	0,09	0,12	5,01
Litólico	C. Dolomítico	1,0	3,20	1,66	0,10	0,11	5,06
Litólico	C. Dolomítico	1,0	3,21	1,76	0,11	0,16	5,24
Litólico	C. Dolomítico	2,0	3,25	1,97	0,16	0,21	5,60
Litólico	C. Dolomítico	2,0	3,93	1,96	0,15	0,15	6,18
Litólico	C. Dolomítico	2,0	4,28	2,02	0,15	0,12	6,56
Litólico	C. Dolomítico	2,0	4,08	1,94	0,15	0,11	6,29
Litólico	C. Dolomítico	4,0	4,53	2,04	0,09	0,12	6,77
Litólico	C. Dolomítico	4,0	4,77	1,81	0,11	0,12	6,81
Litólico	C. Dolomítico	4,0	4,67	1,99	0,14	0,15	6,95
Litólico	C. Dolomítico	4,0	5,04	1,94	0,11	0,11	7,20

Quadro 3 – Bases de troca e soma das bases de troca (SBT) de cada repetição, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Podzolizado no ensaio de incubação.

Solo	Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	Na (cmol _c kg ⁻¹)	SBT (cmol _c kg ⁻¹)
Podzolizado	Cinza	0,0	4,12	0,18	0,08	0,06	1,41
Podzolizado	Cinza	0,0	4,29	0,17	0,07	0,09	1,76
Podzolizado	Cinza	0,0	4,22	0,23	0,08	0,15	1,71
Podzolizado	Cinza	0,0	4,04	0,21	0,09	0,14	1,54
Podzolizado	Cinza	0,5	5,37	0,35	0,51	0,14	2,31
Podzolizado	Cinza	0,5	4,73	0,37	0,50	0,09	2,31
Podzolizado	Cinza	0,5	4,89	0,53	0,56	0,13	3,01
Podzolizado	Cinza	0,5	4,91	0,41	0,66	0,15	2,77
Podzolizado	Cinza	1,0	5,63	0,50	0,91	0,14	3,07
Podzolizado	Cinza	1,0	5,96	0,62	1,08	0,17	3,88
Podzolizado	Cinza	1,0	6,17	0,59	0,89	0,16	3,53
Podzolizado	Cinza	1,0	6,19	0,54	0,86	0,14	3,26
Podzolizado	Cinza	2,0	7,09	0,92	1,87	0,18	5,64
Podzolizado	Cinza	2,0	6,77	0,91	1,88	0,17	5,42
Podzolizado	Cinza	2,0	7,18	0,96	1,90	0,16	5,85
Podzolizado	Cinza	2,0	7,66	0,89	1,83	0,22	5,65
Podzolizado	Cinza	4,0	9,36	1,34	2,95	0,06	7,81
Podzolizado	Cinza	4,0	9,11	1,18	2,78	0,25	8,18
Podzolizado	Cinza	4,0	9,05	1,52	2,93	0,29	9,26
Podzolizado	Cinza	4,0	9,20	1,26	2,53	0,24	7,83
Podzolizado	C. Calcítico	0,0	4,12	0,18	0,08	0,06	1,41
Podzolizado	C. Calcítico	0,0	4,29	0,17	0,07	0,09	1,76
Podzolizado	C. Calcítico	0,0	4,22	0,23	0,08	0,15	1,71
Podzolizado	C. Calcítico	0,0	4,04	0,21	0,09	0,14	1,54
Podzolizado	C. Calcítico	0,5	4,29	0,21	0,10	0,03	2,34
Podzolizado	C. Calcítico	0,5	5,41	0,17	0,06	0,05	2,41
Podzolizado	C. Calcítico	0,5	4,67	0,17	0,06	0,08	1,71
Podzolizado	C. Calcítico	0,5	4,31	0,16	0,06	0,08	2,05
Podzolizado	C. Calcítico	1,0	5,39	0,19	0,06	0,10	2,45
Podzolizado	C. Calcítico	1,0	5,44	0,17	0,04	0,06	2,75
Podzolizado	C. Calcítico	1,0	4,82	0,18	0,07	0,08	2,86
Podzolizado	C. Calcítico	1,0	5,04	0,17	0,07	0,09	3,06
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	6,17	0,18	0,07	0,10	3,21
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	6,57	0,19	0,05	0,08	4,72
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	5,91	0,17	0,07	0,09	4,21
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	6,39	0,16	0,06	0,08	3,65
Podzolizado	C. Calcítico	4,0	8,65	0,21	0,07	0,08	6,08
Podzolizado	C. Calcítico	4,0	8,32	0,23	0,06	0,08	7,75
Podzolizado	C. Calcítico	4,0	8,38	0,19	0,06	0,09	5,88
Podzolizado	C. Calcítico	4,0	8,94	0,19	0,06	0,07	7,25
Podzolizado	C. Dolomítico	0,0	4,12	0,18	0,08	0,06	1,41
Podzolizado	C. Dolomítico	0,0	4,29	0,17	0,07	0,09	1,76
Podzolizado	C. Dolomítico	0,0	4,22	0,23	0,08	0,15	1,71
Podzolizado	C. Dolomítico	0,0	4,04	0,21	0,09	0,14	1,54
Podzolizado	C. Dolomítico	0,5	4,05	0,33	0,08	0,10	2,26
Podzolizado	C. Dolomítico	0,5	4,31	0,36	0,06	0,12	2,34
Podzolizado	C. Dolomítico	0,5	4,50	0,31	0,06	0,09	1,88
Podzolizado	C. Dolomítico	0,5	4,81	0,29	0,06	0,11	1,78
Podzolizado	C. Dolomítico	1,0	4,60	0,27	0,07	0,10	2,53
Podzolizado	C. Dolomítico	1,0	5,01	0,35	0,09	0,10	2,40
Podzolizado	C. Dolomítico	1,0	5,06	0,40	0,06	0,08	2,45
Podzolizado	C. Dolomítico	1,0	5,24	0,35	0,06	0,09	2,57
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	5,60	0,47	0,09	0,12	3,04
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	6,18	0,41	0,07	0,11	3,31
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	6,56	0,41	0,06	0,13	3,28
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	6,29	0,45	0,05	0,09	3,69
Podzolizado	C. Dolomítico	4,0	6,77	0,43	0,06	0,05	2,90
Podzolizado	C. Dolomítico	4,0	6,81	0,43	0,08	0,10	4,13
Podzolizado	C. Dolomítico	4,0	6,95	0,45	0,07	0,09	5,04
Podzolizado	C. Dolomítico	4,0	7,20	0,43	0,06	0,07	4,43

Quadro 4 – Fósforo e potássio extraíveis de cada repetição, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Litólico e ao solo Podzolizado no ensaio de incubação.

Solo	Correctivo	Dose (mg kg ⁻¹)	P extraível (mg kg ⁻¹)	K extraível (mg kg ⁻¹)	Solo	P extraível (mg kg ⁻¹)	K extraível (mg kg ⁻¹)
Litólico	Cinza	0,0	5	45	Podzolizado	7	23
Litólico	Cinza	0,0	5	45	Podzolizado	9	28
Litólico	Cinza	0,0	5	40	Podzolizado	7	29
Litólico	Cinza	0,0	5	42	Podzolizado	8	28
Litólico	Cinza	0,5	16	143	Podzolizado	23	134
Litólico	Cinza	0,5	15	141	Podzolizado	28	145
Litólico	Cinza	0,5	16	154	Podzolizado	29	150
Litólico	Cinza	0,5	15	147	Podzolizado	24	145
Litólico	Cinza	1,0	63	333	Podzolizado	39	250
Litólico	Cinza	1,0	47	303	Podzolizado	44	272
Litólico	Cinza	1,0	38	297	Podzolizado	39	245
Litólico	Cinza	1,0	29	261	Podzolizado	62	280
Litólico	Cinza	2,0	63	445	Podzolizado	84	402
Litólico	Cinza	2,0	45	398	Podzolizado	69	449
Litólico	Cinza	2,0	56	411	Podzolizado	63	409
Litólico	Cinza	2,0	83	490	Podzolizado	79	454
Litólico	Cinza	4,0	132	772	Podzolizado	113	666
Litólico	Cinza	4,0	121	686	Podzolizado	119	677
Litólico	Cinza	4,0	115	686	Podzolizado	120	650
Litólico	Cinza	4,0	133	760	Podzolizado	127	669
Litólico	C. Calcítico	0,0	5	45	Podzolizado	7	23
Litólico	C. Calcítico	0,0	5	45	Podzolizado	9	28
Litólico	C. Calcítico	0,0	5	40	Podzolizado	7	29
Litólico	C. Calcítico	0,0	5	42	Podzolizado	8	28
Litólico	C. Calcítico	0,5	6	83	Podzolizado	3	20
Litólico	C. Calcítico	0,5	6	54	Podzolizado	7	20
Litólico	C. Calcítico	0,5	6	58	Podzolizado	7	18
Litólico	C. Calcítico	0,5	6	61	Podzolizado	8	23
Litólico	C. Calcítico	1,0	5	34	Podzolizado	7	20
Litólico	C. Calcítico	1,0	6	56	Podzolizado	5	15
Litólico	C. Calcítico	1,0	6	51	Podzolizado	7	21
Litólico	C. Calcítico	1,0	5	59	Podzolizado	11	22
Litólico	C. Calcítico	2,0	6	49	Podzolizado	8	23
Litólico	C. Calcítico	2,0	6	48	Podzolizado	6	18
Litólico	C. Calcítico	2,0	6	49	Podzolizado	8	20
Litólico	C. Calcítico	2,0	5	44	Podzolizado	9	22
Litólico	C. Calcítico	4,0	7	75	Podzolizado	10	23
Litólico	C. Calcítico	4,0	6	59	Podzolizado	9	24
Litólico	C. Calcítico	4,0	7	58	Podzolizado	10	25
Litólico	C. Calcítico	4,0	6	42	Podzolizado	8	20
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5	45	Podzolizado	7	23
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5	45	Podzolizado	9	28
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5	40	Podzolizado	7	29
Litólico	C. Dolomítico	0,0	5	42	Podzolizado	8	28
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5	36	Podzolizado	8	23
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5	51	Podzolizado	7	21
Litólico	C. Dolomítico	0,5	6	52	Podzolizado	6	21
Litólico	C. Dolomítico	0,5	8	59	Podzolizado	8	20
Litólico	C. Dolomítico	1,0	6	37	Podzolizado	6	18
Litólico	C. Dolomítico	1,0	6	50	Podzolizado	7	26
Litólico	C. Dolomítico	1,0	6	43	Podzolizado	5	20
Litólico	C. Dolomítico	1,0	6	51	Podzolizado	6	18
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5	59	Podzolizado	10	25
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5	58	Podzolizado	5	18
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5	33	Podzolizado	8	20
Litólico	C. Dolomítico	2,0	5	34	Podzolizado	6	15
Litólico	C. Dolomítico	4,0	5	29	Podzolizado	6	17
Litólico	C. Dolomítico	4,0	5	31	Podzolizado	11	29
Litólico	C. Dolomítico	4,0	5	59	Podzolizado	9	28
Litólico	C. Dolomítico	4,0	5	32	Podzolizado	8	23

ANEXO 2

Quadro 1 – Médias do pH em água destilada, nas cinco datas, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Litólico no ensaio de incubação. Em cada linha, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Dias				
		1	7	14	28	56
Cinza	0	5,48 a	5,49 a	5,48 a	5,44 a	5,49 a
	0,5	5,62 ab	5,68 a	5,68 a	5,57 b	5,68 a
	1,0	5,85 b	5,97 a	5,96 a	5,87 b	5,88 b
	2,0	6,68 b	6,69 b	6,84 ab	6,95 a	6,74 b
	4,0	7,87 c	8,00 b	8,23 a	8,05 b	8,06 b
Calcário calcítico	0	5,48 a	5,49 a	5,48 a	5,44 a	5,49 a
	0,5	5,72 a	5,78 a	5,80 a	5,78 a	5,78 a
	1,0	5,75 b	5,88 a	5,91 a	5,85 a	5,88 a
	2,0	5,92 d	6,20 c	6,23 c	6,36 c	6,69 a
	4,0	6,15 c	7,00 b	7,32 ab	7,53 a	7,65 a
Calcário dolomítico	0	5,48 a	5,49 a	5,48 a	5,44 a	5,49 a
	0,5	5,74 b	5,73 b	5,86 a	5,68 b	5,70 b
	1,0	5,75 c	5,88 a	5,90 a	5,81 b	5,87 a
	2,0	5,99 d	6,21 c	6,36 b	6,45 b	6,71 a
	4,0	6,47 d	7,43 bc	7,38 c	7,47 b	7,63 a

Quadro 2 – Médias do pH em água destilada, nas cinco datas, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Podzolizado no ensaio de incubação. Em cada linha, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Dias				
		1	7	14	28	56
Cinza	0	6,32 a	6,36 a	5,47 b	5,11 c	4,88 d
	0,5	7,53 a	7,55 a	6,63 b	6,49 c	6,25 d
	1,0	8,03 b	8,44 a	7,59 d	7,71 c	7,52 d
	2,0	8,66 b	8,99 a	8,69 b	8,87 a	8,88 a
	4,0	9,09 c	9,41 a	9,23 b	9,36 a	9,34 a
Calcário calcítico	0	6,32 a	6,36 a	5,47 b	5,11 c	4,88 d
	0,5	6,60 b	7,07 a	6,17 c	6,07 c	5,76 d
	1,0	6,81 b	7,50 a	6,64 bc	6,73 b	6,56 c
	2,0	7,31 bc	7,92 a	7,30 c	7,43 b	7,33 bc
	4,0	7,80 b	8,11 a	7,79 b	7,78 b	7,77 b
Calcário dolomítico	0	6,32 a	6,36 a	5,47 b	5,11 c	4,88 d
	0,5	6,51 b	7,20 a	6,18 c	6,02 d	5,88 e
	1,0	6,76 b	7,31 a	6,61 c	6,64 c	6,64 c
	2,0	7,01 b	7,55 a	6,98 b	7,09 b	7,03 b
	4,0	7,44 c	7,94 a	7,51 b	7,45 c	7,41 c

Quadro 3 – Médias do pH em água destilada, nas cinco datas, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Litólico no ensaio de incubação. Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Dias				
		1	7	14	28	56
Cinza	0	5,48 i	5,49 i	5,48 i	5,44 j	5,49 g
	0,5	5,62 hi	5,68 h	5,68 h	5,57 i	5,68 f
	1,0	5,85 efg	5,97 f	5,96 f	5,87 f	5,88 d
	2,0	6,68 ef	6,69 d	6,84 c	6,95 c	6,74 c
	4,0	7,87 a	8,00 a	8,23 a	8,05 a	8,06 a
Calcário calcítico	0	5,48 i	5,49 i	5,48 i	5,44 j	5,49 g
	0,5	5,72 gh	5,78 gh	5,80 fg	5,78 g	5,78 e
	1,0	5,75 fgh	5,88 fg	5,91 f	5,85 fg	5,88 d
	2,0	5,92 ef	6,20 e	6,23 e	6,36 e	6,69 c
	4,0	6,15 d	7,00 c	7,32 b	7,53 b	7,65 b
Calcário dolomítico	0	5,48 i	5,49 i	5,48 i	5,44 j	5,49 g
	0,5	5,74 fgh	5,73 h	5,86 fg	5,68 h	5,70 f
	1,0	5,75 fgh	5,88 fg	5,90 f	5,81 fg	5,87 d
	2,0	5,99 de	6,21 e	6,36 d	6,45 d	6,71 c
	4,0	6,47 c	7,43 b	7,38 b	7,47 b	7,63 b

Quadro 4 – Médias do pH em água destilada, nas cinco datas, em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Podzolizado no ensaio de incubação. Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Dias				
		1	7	14	28	56
Cinza	0	6,32 <i>j</i>	6,36 <i>i</i>	5,47 <i>i</i>	5,11 <i>i</i>	4,88 <i>l</i>
	0,5	7,53 <i>e</i>	7,55 <i>f</i>	6,63 <i>g</i>	6,49 <i>g</i>	6,25 <i>h</i>
	1,0	8,03 <i>c</i>	8,44 <i>c</i>	7,59 <i>d</i>	7,71 <i>c</i>	7,52 <i>d</i>
	2,0	8,66 <i>b</i>	8,99 <i>b</i>	8,69 <i>b</i>	8,87 <i>b</i>	8,88 <i>b</i>
	4,0	9,09 <i>a</i>	9,41 <i>a</i>	9,23 <i>a</i>	9,36 <i>a</i>	9,34 <i>a</i>
Calcário calcítico	0	6,32 <i>j</i>	6,36 <i>i</i>	5,47 <i>i</i>	5,11 <i>i</i>	4,88 <i>l</i>
	0,5	6,60 <i>i</i>	7,07 <i>h</i>	6,17 <i>h</i>	6,07 <i>h</i>	5,76 <i>j</i>
	1,0	6,81 <i>h</i>	7,50 <i>f</i>	6,64 <i>g</i>	6,73 <i>f</i>	6,56 <i>g</i>
	2,0	7,31 <i>f</i>	7,92 <i>e</i>	7,30 <i>e</i>	7,43 <i>d</i>	7,33 <i>e</i>
	4,0	7,80 <i>d</i>	8,11 <i>d</i>	7,79 <i>c</i>	7,78 <i>c</i>	7,77 <i>c</i>
Calcário dolomítico	0	6,32 <i>j</i>	6,36 <i>i</i>	5,47 <i>i</i>	5,11 <i>i</i>	4,88 <i>l</i>
	0,5	6,51 <i>i</i>	7,20 <i>gh</i>	6,18 <i>h</i>	6,02 <i>h</i>	5,88 <i>i</i>
	1,0	6,76 <i>h</i>	7,31 <i>g</i>	6,61 <i>g</i>	6,64 <i>f</i>	6,64 <i>g</i>
	2,0	7,01 <i>g</i>	7,55 <i>f</i>	6,98 <i>f</i>	7,09 <i>e</i>	7,03 <i>f</i>
	4,0	7,44 <i>e</i>	7,94 <i>e</i>	7,51 <i>d</i>	7,45 <i>d</i>	7,41 <i>e</i>

Quadro 5 – Médias das bases de troca, da soma das bases de troca e do fósforo e potássio extraíveis em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Litólico no ensaio de incubação. Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	Na (cmol _c kg ⁻¹)	SBT (cmol _c kg ⁻¹)	Ca/Mg	P extraível (g kg ⁻¹)	K extraível (g kg ⁻¹)
Cinza	0	2,31 <i>i</i>	1,61 <i>e</i>	0,11 <i>e</i>	0,13 <i>c</i>	4,17 <i>h</i>	1,4	5 <i>e</i>	43 <i>e</i>
	0,5	2,64 <i>hi</i>	1,79 <i>d</i>	0,39 <i>d</i>	0,15 <i>c</i>	4,98 <i>ef</i>	1,5	15 <i>d</i>	146 <i>d</i>
	1,0	3,04 <i>fg</i>	2,04 <i>b</i>	0,72 <i>c</i>	0,18 <i>bc</i>	5,99 <i>d</i>	1,5	44 <i>c</i>	298 <i>c</i>
	2,0	3,43 <i>e</i>	2,16 <i>a</i>	1,32 <i>d</i>	0,27 <i>ab</i>	7,18 <i>c</i>	1,6	62 <i>d</i>	436 <i>b</i>
	4,0	4,37 <i>c</i>	2,19 <i>a</i>	2,30 <i>a</i>	0,32 <i>a</i>	9,18 <i>a</i>	2,0	125 <i>a</i>	726 <i>a</i>
Calcário calcítico	0	2,31 <i>i</i>	1,61 <i>e</i>	0,11 <i>e</i>	0,13 <i>c</i>	4,17 <i>h</i>	1,4	5 <i>e</i>	43 <i>e</i>
	0,5	2,85 <i>gh</i>	1,56 <i>e</i>	0,12 <i>e</i>	0,14 <i>c</i>	4,67 <i>fg</i>	1,8	6 <i>e</i>	64 <i>e</i>
	1,0	3,36 <i>ef</i>	1,55 <i>e</i>	0,12 <i>e</i>	0,14 <i>c</i>	5,17 <i>e</i>	2,2	6 <i>e</i>	50 <i>e</i>
	2,0	4,43 <i>dc</i>	1,54 <i>e</i>	0,14 <i>e</i>	0,15 <i>c</i>	6,26 <i>d</i>	2,9	6 <i>e</i>	48 <i>e</i>
	4,0	6,92 <i>a</i>	1,34 <i>f</i>	0,16 <i>e</i>	0,15 <i>c</i>	8,57 <i>b</i>	5,2	7 <i>e</i>	58 <i>e</i>
Calcário dolomítico	0	2,31 <i>i</i>	1,61 <i>e</i>	0,11 <i>e</i>	0,13 <i>c</i>	4,17 <i>h</i>	1,4	5 <i>e</i>	43 <i>e</i>
	0,5	2,56 <i>hi</i>	1,62 <i>e</i>	0,10 <i>e</i>	0,14 <i>c</i>	4,42 <i>gh</i>	1,6	6 <i>e</i>	50 <i>e</i>
	1,0	3,02 <i>fg</i>	1,73 <i>d</i>	0,10 <i>e</i>	0,13 <i>c</i>	4,98 <i>ef</i>	1,7	6 <i>e</i>	45 <i>e</i>
	2,0	3,88 <i>d</i>	1,97 <i>bc</i>	0,15 <i>e</i>	0,15 <i>c</i>	6,16 <i>d</i>	2,0	5 <i>e</i>	46 <i>e</i>
	4,0	4,75 <i>b</i>	1,94 <i>c</i>	0,11 <i>e</i>	0,12 <i>c</i>	6,94 <i>d</i>	2,4	5 <i>e</i>	38 <i>e</i>

Quadro 6 – Médias das bases de troca, da soma das bases de troca e do fósforo e potássio extraíveis em cada dose dos três correctivos aplicados ao solo Podzolizado no ensaio de incubação. Em cada coluna, valores médios seguidos da mesma letra não diferem entre si de forma significativa ($p=0,05$).

Correctivo	Dose (g kg ⁻¹)	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	Na (cmol _c kg ⁻¹)	SBT (cmol _c kg ⁻¹)	Ca/Mg	P extraível (g kg ⁻¹)	K extraível (g kg ⁻¹)
Cinza	0	1,22 <i>f</i>	0,20 <i>g</i>	0,08 <i>e</i>	0,11 <i>cde</i>	1,60 <i>i</i>	6,1	8 <i>e</i>	27 <i>e</i>
	0,5	1,5 <i>ef</i>	0,42 <i>de</i>	0,56 <i>d</i>	0,13 <i>cd</i>	2,60 <i>gh</i>	3,6	26 <i>d</i>	144 <i>d</i>
	1,0	1,78 <i>ef</i>	0,56 <i>c</i>	0,94 <i>c</i>	0,15 <i>bc</i>	3,43 <i>de</i>	3,2	46 <i>c</i>	262 <i>c</i>
	2,0	2,67 <i>c</i>	0,92 <i>b</i>	1,87 <i>b</i>	0,18 <i>ab</i>	5,64 <i>c</i>	2,9	74 <i>b</i>	428 <i>b</i>
	4,0	3,94 <i>b</i>	1,32 <i>a</i>	2,80 <i>a</i>	0,21 <i>a</i>	8,27 <i>a</i>	3,0	120 <i>a</i>	666 <i>a</i>
Calcário calcítico	0	1,22 <i>f</i>	0,20 <i>g</i>	0,08 <i>e</i>	0,11 <i>cde</i>	1,60 <i>i</i>	6,1	8 <i>e</i>	27 <i>e</i>
	0,5	1,82 <i>ef</i>	0,18 <i>g</i>	0,07 <i>e</i>	0,06 <i>e</i>	2,13 <i>hi</i>	10,3	6 <i>e</i>	20 <i>e</i>
	1,0	2,46 <i>cd</i>	0,18 <i>g</i>	0,06 <i>e</i>	0,08 <i>de</i>	2,78 <i>fg</i>	13,7	8 <i>e</i>	19 <i>e</i>
	2,0	3,62 <i>d</i>	0,18 <i>g</i>	0,06 <i>e</i>	0,09 <i>de</i>	3,95 <i>de</i>	20,7	8 <i>e</i>	21 <i>e</i>
	4,0	6,39 <i>a</i>	0,21 <i>g</i>	0,06 <i>e</i>	0,08 <i>de</i>	6,74 <i>b</i>	31,0	9 <i>e</i>	23 <i>e</i>
Calcário dolomítico	0	1,22 <i>f</i>	0,20 <i>g</i>	0,08 <i>e</i>	0,11 <i>cde</i>	1,60 <i>i</i>	6,1	8 <i>e</i>	27 <i>e</i>
	0,5	1,57 <i>ef</i>	0,32 <i>f</i>	0,06 <i>e</i>	0,11 <i>cde</i>	2,06 <i>hi</i>	4,9	7 <i>e</i>	21 <i>e</i>
	1,0	1,98 <i>de</i>	0,34 <i>ef</i>	0,07 <i>e</i>	0,09 <i>de</i>	2,49 <i>gh</i>	5,7	6 <i>e</i>	20 <i>e</i>
	2,0	2,71 <i>c</i>	0,43 <i>d</i>	0,07 <i>e</i>	0,12 <i>cd</i>	3,33 <i>ef</i>	6,2	7 <i>e</i>	19 <i>e</i>
	4,0	3,55 <i>b</i>	0,43 <i>d</i>	0,07 <i>e</i>	0,08 <i>de</i>	4,13 <i>d</i>	8,2	8 <i>e</i>	24 <i>e</i>

ANEXO 3

Quadro 1 – Biomassa de milho produzida em cada repetição das quatro modalidades, no solo Litólico e no solo Podzolizado do ensaio de vegetação.

Solo	Modalidade	Dose (g kg ⁻¹)	Matéria verde (g/vaso)	Matéria seca (g/vaso)	Solo	Dose (g kg ⁻¹)	Matéria verde (g/vaso)	Matéria seca (g/vaso)
Litólico	Testemunha	0	220,6	32,2	Podzolizado	0	281,1	53,2
Litólico	Testemunha	0	203,0	37,6	Podzolizado	0	269,4	51,3
Litólico	Testemunha	0	227,9	38,1	Podzolizado	0	285,5	54,3
Litólico	Testemunha	0	218,8	36,9	Podzolizado	0	299,5	55,3
Litólico	Cinza	0,5	299,6	48,5	Podzolizado	2,0	333,2	59,4
Litólico	Cinza	0,5	275,5	45,6	Podzolizado	2,0	342,4	59,5
Litólico	Cinza	0,5	291,0	48,1	Podzolizado	2,0	327,6	60,6
Litólico	Cinza	0,5	286,4	48,0	Podzolizado	2,0	334,2	59,1
Litólico	C. Calcítico	0,5	226,6	39,9	Podzolizado	2,0	313,3	57,8
Litólico	C. Calcítico	0,5	239,2	40,3	Podzolizado	2,0	300,6	56,6
Litólico	C. Calcítico	0,5	243,4	41,2	Podzolizado	2,0	309,3	57,5
Litólico	C. Calcítico	0,5	226,3	38,8	Podzolizado	2,0	296,0	56,3
Litólico	C. Dolomítico	0,5	234,2	39,4	Podzolizado	2,0	287,9	55,3
Litólico	C. Dolomítico	0,5	223,7	36,8	Podzolizado	2,0	283,8	52,2
Litólico	C. Dolomítico	0,5	224,2	40,8	Podzolizado	2,0	296,7	57,2
Litólico	C. Dolomítico	0,5	226,2	40,2	Podzolizado	2,0	283,5	53,4

Quadro 2 – Concentração dos elementos analisados à biomassa de milho em cada repetição das quatro modalidades, no solo Litólico e no solo Podzolizado do ensaio de vegetação.

Solo	Modalidade	Dose (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)	Na (g kg ⁻¹)	Fe (g kg ⁻¹)	Mn (g kg ⁻¹)	Cu (g kg ⁻¹)	Zn (g kg ⁻¹)
Litólico	Testemunha	0	17,7	1,28	10,23	1,72	1,79	0,061	81,2	65,8	1,4	43,7
Litólico	Testemunha	0	15,5	1,20	10,41	1,63	1,14	0,059	141,4	69,4	0,4	36,4
Litólico	Testemunha	0	14,7	1,13	8,04	1,34	1,53	0,078	70,1	63,3	2,4	33,6
Litólico	Testemunha	0	16,8	1,30	8,89	1,57	1,79	0,041	76,5	65,9	0,0	33,9
Litólico	Cinza	0,5	14,8	1,65	24,21	1,22	1,08	0,052	59,0	50,0	1,6	18,3
Litólico	Cinza	0,5	14,8	1,82	24,82	1,47	1,13	0,061	72,6	51,9	0,0	16,7
Litólico	Cinza	0,5	15,4	1,30	18,32	0,85	0,77	0,041	58,9	35,9	0,5	10,3
Litólico	Cinza	0,5	14,9	1,62	29,87	1,24	1,19	0,044	72,5	45,2	0,5	15,8
Litólico	C. Calcítico	0,5	15,5	1,18	10,72	2,06	2,08	0,054	103,7	66,1	0,4	27,1
Litólico	C. Calcítico	0,5	14,9	1,15	10,85	2,43	2,22	0,075	102,5	76,5	1,2	31,6
Litólico	C. Calcítico	0,5	14,9	1,06	9,01	1,97	1,94	0,048	83,0	63,6	0,6	29,4
Litólico	C. Calcítico	0,5	15,2	1,04	9,10	1,87	1,06	0,053	93,7	70,5	0,0	28,4
Litólico	C. Dolomítico	0,5	16,6	2,07	6,57	1,99	2,32	0,046	62,2	80,4	2,2	24,6
Litólico	C. Dolomítico	0,5	17,5	1,27	9,86	2,16	2,49	0,048	81,9	80,6	3,1	34,2
Litólico	C. Dolomítico	0,5	14,4	1,01	9,57	1,91	2,46	0,048	69,9	66,7	3,6	29,8
Litólico	C. Dolomítico	0,5	15,7	0,96	5,61	2,02	1,09	0,041	68,4	81,9	3,6	31,3
Podzolizado	Testemunha	0	12,0	2,11	9,81	1,93	2,26	0,054	72,5	107,0	4,7	21,7
Podzolizado	Testemunha	0	12,7	0,96	9,47	1,92	1,24	0,065	74,5	108,0	3,1	33,9
Podzolizado	Testemunha	0	12,6	1,84	6,27	1,95	1,01	0,037	51,1	86,7	4,0	24,0
Podzolizado	Testemunha	0	11,8	1,91	6,07	1,90	1,48	0,052	69,4	44,5	3,5	22,3
Podzolizado	Cinza	2,0	12,2	2,36	13,24	1,70	1,39	0,038	65,2	41,6	9,8	20,4
Podzolizado	Cinza	2,0	10,9	2,20	12,56	1,23	1,24	0,035	63,8	42,1	3,5	15,7
Podzolizado	Cinza	2,0	9,7	1,67	14,07	1,79	1,37	0,040	75,9	63,9	3,4	16,7
Podzolizado	Cinza	2,0	10,7	1,14	12,63	1,47	1,29	0,029	50,5	39,4	6,3	16,4
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	10,4	1,92	5,81	2,25	1,33	0,051	75,2	53,6	4,5	19,8
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	10,6	1,86	6,09	2,38	1,16	0,042	73,4	60,5	3,3	19,2
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	9,9	1,58	5,73	2,18	1,08	0,044	71,5	51,7	3,4	21,0
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	11,2	1,74	5,57	2,47	1,08	0,041	70,4	52,1	3,6	20,7
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	11,2	1,64	5,42	2,30	1,44	0,063	77,3	52,5	5,6	23,8
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	11,1	1,88	5,81	2,49	1,63	0,052	83,8	56,7	3,5	23,5
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	10,9	1,88	5,40	2,16	1,49	0,040	72,9	56,1	2,7	19,5
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	11,1	2,00	6,53	2,14	1,72	0,070	70,4	71,4	3,6	22,6

Quadro 3 – Exportação pela biomassa de milho dos elementos N, P, K, Ca, Mg, e Na em cada repetição das quatro modalidades, no solo Litólico e no solo Podzolizado do ensaio de vegetação.

Solo	Modalidade	Dose (g kg ⁻¹)	N (mg/vaso)	P (mg/vaso)	K (mg/vaso)	Ca (mg/vaso)	Mg (mg/vaso)	Na (mg/vaso)
Litólico	Testemunha	0	538,3	39,0	310,7	52,1	54,3	1,85
Litólico	Testemunha	0	546,3	42,5	368,1	57,6	40,1	2,07
Litólico	Testemunha	0	526,6	40,5	287,7	47,9	54,9	2,79
Litólico	Testemunha	0	581,1	44,8	307,7	54,4	61,9	1,43
Litólico	Cinza	0,5	670,3	74,8	1096,7	55,3	49,0	2,37
Litólico	Cinza	0,5	633,9	77,7	1060,2	62,8	48,3	2,58
Litólico	Cinza	0,5	690,9	58,0	820,2	38,1	34,3	1,82
Litólico	Cinza	0,5	667,2	72,8	1338,2	55,5	53,5	1,97
Litólico	C. Calcítico	0,5	571,0	43,6	395,2	75,8	76,6	1,99
Litólico	C. Calcítico	0,5	564,5	43,6	410,4	91,8	84,1	2,83
Litólico	C. Calcítico	0,5	576,7	41,1	348,2	76,2	74,9	1,87
Litólico	C. Calcítico	0,5	550,0	37,5	328,2	67,5	38,4	1,89
Litólico	C. Dolomítico	0,5	614,3	76,7	242,7	73,6	85,8	1,70
Litólico	C. Dolomítico	0,5	594,4	43,1	335,6	73,7	84,6	1,64
Litólico	C. Dolomítico	0,5	550,8	38,8	366,0	73,2	94,1	1,82
Litólico	C. Dolomítico	0,5	588,2	36,0	210,1	75,7	40,9	1,55
Podzolizado	Testemunha	0	603,3	106,1	492,6	96,9	113,5	2,71
Podzolizado	Testemunha	0	613,2	46,6	458,9	92,9	60,3	3,13
Podzolizado	Testemunha	0	649,0	94,6	322,7	100,5	51,9	1,92
Podzolizado	Testemunha	0	611,0	98,8	314,6	98,2	76,9	2,72
Podzolizado	Cinza	2,0	673,6	130,5	733,3	94,1	76,7	2,11
Podzolizado	Cinza	2,0	609,4	123,4	704,7	69,1	69,6	1,99
Podzolizado	Cinza	2,0	536,9	92,5	780,9	99,5	76,2	2,22
Podzolizado	Cinza	2,0	586,4	62,6	692,6	80,4	70,6	1,59
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	559,1	102,5	310,8	120,5	71,1	2,73
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	559,0	97,6	319,5	124,9	61,0	2,19
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	528,7	84,0	305,3	115,9	57,4	2,33
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	583,7	91,1	290,8	129,0	56,6	2,15
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	571,8	83,7	277,2	117,6	73,5	3,21
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	534,7	90,3	279,4	120,1	78,4	2,49
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	576,6	100,1	286,9	114,6	79,4	2,11
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	550,5	98,9	322,5	105,9	85,0	3,46

Quadro 4 – Exportação pela biomassa de milho dos micronutrientes analisados em cada repetição das quatro modalidades, no solo Litólico e no solo Podzolizado do ensaio de vegetação.

Solo	Modalidade	Dose (g kg ⁻¹)	Fe (mg/vaso)	Mn (mg/vaso)	Cu (mg/vaso)	Zn (mg/vaso)	Solo	Dose (g kg ⁻¹)	Fe (mg/vaso)	Mn (mg/vaso)	Cu (mg/vaso)	Zn (mg/vaso)
Litólico	Testemunha	0	2,46	2,00	0,04	1,33	Podzoliz.	0	3,64	5,38	0,24	1,09
Litólico	Testemunha	0	5,00	2,45	0,02	1,29	Podzoliz.	0	3,61	5,23	0,15	1,64
Litólico	Testemunha	0	2,51	2,27	0,09	1,20	Podzoliz.	0	2,63	4,46	0,21	1,23
Litólico	Testemunha	0	2,65	2,28	0,00	1,17	Podzoliz.	0	3,60	2,31	0,18	1,15
Litólico	Cinza	0,5	2,67	2,27	0,07	0,83	Podzoliz.	2,0	3,61	2,30	0,54	1,13
Litólico	Cinza	0,5	3,10	2,22	0,00	0,71	Podzoliz.	2,0	3,58	2,36	0,20	0,88
Litólico	Cinza	0,5	2,64	1,61	0,02	0,46	Podzoliz.	2,0	4,21	3,55	0,19	0,93
Litólico	Cinza	0,5	3,25	2,02	0,02	0,71	Podzoliz.	2,0	2,77	2,16	0,35	0,90
Litólico	C. Calcítico	0,5	3,82	2,44	0,02	1,00	Podzoliz.	2,0	4,02	2,87	0,24	1,06
Litólico	C. Calcítico	0,5	3,88	2,89	0,05	1,20	Podzoliz.	2,0	3,85	3,18	0,17	1,01
Litólico	C. Calcítico	0,5	3,21	2,46	0,02	1,13	Podzoliz.	2,0	3,81	2,75	0,18	1,12
Litólico	C. Calcítico	0,5	3,38	2,54	0,00	1,02	Podzoliz.	2,0	3,68	2,72	0,19	1,08
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,30	2,97	0,08	0,91	Podzoliz.	2,0	3,96	2,69	0,29	1,22
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,79	2,74	0,10	1,16	Podzoliz.	2,0	4,03	2,73	0,17	1,13
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,67	2,55	0,14	1,14	Podzoliz.	2,0	3,87	2,98	0,15	1,04
Litólico	C. Dolomítico	0,5	2,56	3,07	0,14	1,17	Podzoliz.	2,0	3,48	3,53	0,18	1,12

Quadro 5 – pH, Bases de troca e soma das bases de troca (SBT) em cada repetição das quatro modalidades, no solo Litólico e no solo Podzolizado do ensaio de vegetação.

Solo	Modalidade	Dose (g kg ⁻¹)	pH H ₂ O	Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	Na (cmol _c kg ⁻¹)	SBT (cmol _c kg ⁻¹)
Litólico	Testemunha	0	5,21	2,44	1,87	0,09	0,12	4,52
Litólico	Testemunha	0	5,06	2,66	2,13	0,10	0,14	5,03
Litólico	Testemunha	0	4,96	2,53	2,01	0,08	0,14	4,76
Litólico	Testemunha	0	5,19	2,83	2,11	0,08	0,11	5,14
Litólico	Cinza	0,5	5,85	3,93	2,82	0,67	0,17	7,59
Litólico	Cinza	0,5	5,93	3,97	2,76	0,71	0,16	7,60
Litólico	Cinza	0,5	5,81	3,79	2,62	0,83	0,22	7,46
Litólico	Cinza	0,5	5,98	4,00	2,74	0,79	0,20	7,73
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,81	4,87	1,97	0,10	0,13	7,07
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,79	5,48	1,87	0,09	0,16	7,60
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,77	5,64	1,89	0,09	0,14	7,77
Litólico	C. Calcítico	0,5	5,73	5,26	1,87	0,09	0,11	7,34
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,52	3,61	2,25	0,08	0,11	6,06
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,76	3,77	2,34	0,09	0,11	6,31
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,61	3,96	2,38	0,09	0,14	6,57
Litólico	C. Dolomítico	0,5	5,7	4,22	2,17	0,09	0,12	6,61
Podzolizado	Testemunha	0	5,22	1,01	0,11	0,03	0,04	1,19
Podzolizado	Testemunha	0	5,34	1,06	0,11	0,03	0,05	1,24
Podzolizado	Testemunha	0	5,29	1,02	0,10	0,03	0,03	1,18
Podzolizado	Testemunha	0	5,23	1,20	0,12	0,03	0,04	1,39
Podzolizado	Cinza	2,0	6,01	1,56	0,30	0,08	0,08	2,01
Podzolizado	Cinza	2,0	5,93	1,59	0,29	0,06	0,06	2,00
Podzolizado	Cinza	2,0	6,08	1,39	0,29	0,05	0,06	1,79
Podzolizado	Cinza	2,0	6,04	1,77	0,35	0,07	0,08	2,27
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	5,89	1,54	0,08	0,03	0,04	1,70
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	5,89	1,60	0,10	0,03	0,04	1,78
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	5,88	1,41	0,09	0,03	0,04	1,57
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	5,82	1,60	0,10	0,03	0,04	1,77
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	5,77	1,40	0,14	0,03	0,05	1,62
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	5,82	1,45	0,17	0,03	0,04	1,69
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	5,77	1,17	0,13	0,03	0,05	1,37
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	5,75	1,47	0,16	0,04	0,05	1,72

Quadro 6 – P, K, Fe, Mn, Cu, Zn extraíveis em cada repetição das quatro modalidades no solo Litólico e no solo Podzolizado do ensaio de vegetação.

Solo	Modalidade	Dose (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Fe (g kg ⁻¹)	Mn (g kg ⁻¹)	Cu (g kg ⁻¹)	Zn (g kg ⁻¹)
Litólico	Testemunha	0	23	26	26,3	10,6	0,6	2,4
Litólico	Testemunha	0	20	26	31,2	13,6	0,4	2,6
Litólico	Testemunha	0	21	23	31,3	12,6	0,6	2,0
Litólico	Testemunha	0	21	23	30,0	11,4	0,6	2,1
Litólico	Cinza	0,5	85	250	29,5	17,5	0,4	1,7
Litólico	Cinza	0,5	65	208	26,1	17,8	0,6	1,5
Litólico	Cinza	0,5	70	221	25,7	13,1	0,4	1,4
Litólico	Cinza	0,5	78	254	22,9	13,3	0,4	1,4
Litólico	C. Calcítico	0,5	22	28	22,1	10,6	0,4	0,9
Litólico	C. Calcítico	0,5	22	25	20,6	9,3	0,1	1,0
Litólico	C. Calcítico	0,5	22	26	20,9	8,0	0,3	1,0
Litólico	C. Calcítico	0,5	22	26	23,8	9,5	0,6	0,8
Litólico	C. Dolomítico	0,5	22	24	24,7	11,3	0,7	1,4
Litólico	C. Dolomítico	0,5	22	30	18,3	8,3	0,3	0,9
Litólico	C. Dolomítico	0,5	21	25	20,3	8,6	0,4	0,9
Litólico	C. Dolomítico	0,5	20	25	22,2	9,0	0,4	0,9
Podzolizado	Testemunha	0	7	7	35,7	18,3	1,3	1,5
Podzolizado	Testemunha	0	11	9	31,6	15,7	1,9	1,6
Podzolizado	Testemunha	0	12	12	32,9	15,6	2,2	1,7
Podzolizado	Testemunha	0	12	12	36,6	21,2	1,3	1,8
Podzolizado	Cinza	2,0	28	26	30,4	15,8	1,6	1,4
Podzolizado	Cinza	2,0	20	21	39,7	20,8	1,2	1,6
Podzolizado	Cinza	2,0	45	52	34,4	18,7	0,9	1,5
Podzolizado	Cinza	2,0	25	23	34,3	16,8	1,5	1,6
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	11	7	33,2	17,9	1,8	1,6
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	12	8	31,0	16,2	0,7	1,3
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	13	7	36,1	17,2	1,4	1,5
Podzolizado	C. Calcítico	2,0	13	7	31,5	14,0	1,8	1,3
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	14	10	34,7	17,8	1,6	1,8
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	15	9	32,4	16,6	1,1	1,6
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	16	10	28,2	14,1	1,5	1,4
Podzolizado	C. Dolomítico	2,0	12	9	34,2	18,2	0,9	1,5

ANEXO 4

Quadro 1 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada ao pH de cada dose no solo Litólico do ensaio de incubação.

Dose 0,5 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

LITÓLICO05, 01/10/2009, 11:47:32

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	1.21601	0.06400	20.99	0.0000
RESIDUAL	60	0.18297	0.00305		
TOTAL	79	1.39899			

Dose 1 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

LITÓLICO1, 01/10/2009, 11:48:43

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	2.53297	0.13331	81.06	0.0000
RESIDUAL	60	0.09868	0.00164		
TOTAL	79	2.63165			

Dose 2 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

LITÓLICO2, 01/10/2009, 11:49:33

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH0

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	20.4082	1.07412	143.77	0.0000
RESIDUAL	60	0.44825	0.00747		
TOTAL	79	20.8565			

Dose 4 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

LITÓLICO4, 01/10/2009, 11:50:24

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	79.5840	4.18863	272.54	0.0000
RESIDUAL	60	0.92212	0.01537		
TOTAL	79	80.5061			

Quadro 2 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada ao pH de cada dose no solo Podzolizado do ensaio de incubação.

Dose 0,5 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

PODZOL0,5, 01/10/2009, 12:33:05

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	38.0761	2.00400	233.74	0.0000
RESIDUAL	60	0.51443	0.00857		
TOTAL	79	38.5905			

Dose 1 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

PODZOL1, 01/10/2009, 11:44:53

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH0

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	63.4691	3.34048	458.33	0.0000
RESIDUAL	60	0.43730	0.00729		
TOTAL	79	63.9064			

Dose 2 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

PODZOL2, 01/10/2009, 11:45:46

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH0

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	112.701	5.93164	678.10	0.0000
RESIDUAL	60	0.52485	0.00875		
TOTAL	79	113.226			

Dose 4 g equivalente $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$

STATISTIX 7.0

PODZOL4, 01/10/2009, 11:46:31

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH0

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DATA (B)					
A*B	19	144.869	7.62469	1954.92	0.0000
RESIDUAL	60	0.23402	0.00390		
TOTAL	79	145.103			

ANEXO 5

Quadro 1 - Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada ao pH de cada correctivo no solo Litólico do ensaio de incubação.

Cinza

STATISTIX 7.0

PH LITÓLICO, 01/10/2009, 12:21:35

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CINZA

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DOSE (B)					
A*B	24	90.7737	3.78224	750.69	0.0000
RESIDUAL	75	0.37788	0.00504		
TOTAL	99	91.1515			

Calcário calcítico

STATISTIX 7.0

PH LITÓLICO, 01/10/2009, 12:21:59

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCITICO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DOSE (B)					
A*B	24	40.1727	1.67386	127.68	0.0000
RESIDUAL	75	0.98325	0.01311		
TOTAL	99	41.1560			

Calcário dolomítico

STATISTIX 7.0

PH LITÓLICO, 01/10/2009, 12:22:41

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR DOLOMITIC

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DOSE (B)					
A*B	24	45.2219	1.88425	510.91	0.0000
RESIDUAL	75	0.27660	0.00369		
TOTAL	99	45.4985			

Quadro 2 - Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada ao pH de cada correctivo no solo Podzolizado no ensaio de incubação.

Cinza

STATISTIX 7.0

PH PODZOLIZADO, 01/10/2009, 12:24:22

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CINZA

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)					
DOSE (B)					
A*B	24	58.6499	2.44374	375.59	0.0000
RESIDUAL	75	0.48798	0.00651		
TOTAL	99	59.1379			

Calcário calcítico

STATISTIX 7.0

PH PODZOLIZADO, 01/10/2009, 12:26:07

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCITICO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
-----	----	-----	-----	-----	-----
MODALIDAD (A)					
DOSE (B)					
A*B	24	77.7165	3.23819	343.42	0.0000
RESIDUAL	75	0.70720	0.00943		
-----	----	-----			
TOTAL	99	78.4237			

Calcário dolomítico

STATISTIX 7.0

PH PODZOLIZADO, 01/10/2009, 12:26:38

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR DOLOMITIC

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
-----	----	-----	-----	-----	-----
MODALIDAD (A)					
DOSE (B)					
A*B	24	191.214	7.96725	1449.91	0.0000
RESIDUAL	75	0.41213	0.00550		
-----	----	-----			
TOTAL	99	191.626			

ANEXO 6

Quadro 1 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada ao pH em cada data de leitura no solo Litólico do ensaio de incubação.

Leitura de pH no 1º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH LITÓLICO, 28/09/2009, 14:51:39

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA0

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	2.84803	1.42401	77.72	0.0000
DOSE (B)	4	13.6977	3.42444	186.90	0.0000
A*B	8	5.33419	0.66677	36.39	0.0000
RESIDUAL	45	0.82452	0.01832		
TOTAL	59	22.7045			

Leitura de pH no 7º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH LITÓLICO, 28/09/2009, 14:56:10

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA7

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	0.93841	0.46921	60.42	0.0000
DOSE (B)	4	29.7267	7.43167	957.00	0.0000
A*B	8	1.75029	0.21879	28.17	0.0000
RESIDUAL	45	0.34945	0.00777		
TOTAL	59	32.7648			

Leitura de pH no 14º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH LITÓLICO, 28/09/2009, 14:56:50

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA14

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	0.94929	0.47465	103.89	0.0000
DOSE (B)	4	35.0220	8.75549	1916.33	0.0000
A*B	8	2.01184	0.25148	55.04	0.0000
RESIDUAL	45	0.20560	0.00457		
TOTAL	59	38.1887			

Leitura de pH no 28º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH LITÓLICO, 28/09/2009, 14:57:51

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA28

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	0.51772	0.25886	74.26	0.0000
DOSE (B)	4	39.9426	9.98565	2864.41	0.0000
A*B	8	1.20589	0.15074	43.24	0.0000
RESIDUAL	45	0.15688	0.00349		
TOTAL	59	41.8231			

Leitura de pH no 56º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH LITÓLICO, 28/09/2009, 14:59:10

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA46

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	0.09004	0.04502	20.00	0.0000
DOSE (B)	4	42.3242	10.5810	4701.52	0.0000
A*B	8	0.40941	0.05118	22.74	0.0000
RESIDUAL	45	0.10128	0.00225		
TOTAL	59	42.9249			

Quadro 2 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada ao pH em cada data de leitura no solo Podzolizado do ensaio de incubação.

Leitura de pH no 1º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH PODZOLIZADO, 28/09/2009, 15:01:32

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA0

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	14.6049	7.30245	1434.98	0.0000
DOSE (B)	4	22.9709	5.74272	1128.48	0.0000
A*B	8	4.27909	0.53489	105.11	0.0000
RESIDUAL	45	0.22900	0.00509		
TOTAL	59	42.0839			

Leitura de pH no 7º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH PODZOLIZADO, 28/09/2009, 15:02:22

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA7

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	9.02286	4.51143	417.26	0.0000
DOSE (B)	4	32.9503	8.23758	761.89	0.0000
A*B	8	4.00200	0.50025	46.27	0.0000
RESIDUAL	45	0.48654	0.01081		
TOTAL	59	46.4617			

Leitura de pH no 14º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH PODZOLIZADO, 28/09/2009, 15:03:23

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA14

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	11.2170	5.60852	952.12	0.0000
DOSE (B)	4	54.9621	13.7405	2332.63	0.0000
A*B	8	5.27084	0.65885	111.85	0.0000
RESIDUAL	45	0.26507	0.00589		
TOTAL	59	71.7150			

Leitura de pH no 28º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH PODZOLIZADO, 28/09/2009, 15:03:51

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA28

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	12.6498	6.32491	708.67	0.0000
DOSE (B)	4	74.2358	18.5590	2079.43	0.0000
A*B	8	6.19014	0.77377	86.70	0.0000
RESIDUAL	45	0.40163	0.00893		
TOTAL	59	93.4774			

Leitura de pH no 56º dia

STATISTIX 7.0

EVOLUÇÃO PH PODZOLIZADO, 28/09/2009, 15:04:31

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PHAGUA46

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	12.3909	6.19546	1238.13	0.0000
DOSE (B)	4	85.9639	21.4910	4294.86	0.0000
A*B	8	6.77614	0.84702	169.27	0.0000
RESIDUAL	45	0.22518	0.00500		
TOTAL	59	105.356			

ANEXO 7

Quadro 1 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada às bases de troca e fósforo e potássio extraíveis do solo Litólico no ensaio de incubação.

Cálcio de troca

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 28/09/2009, 11:29:12

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	7.58368	3.79184	57.77	0.0000
DOSE (B)	4	69.5501	17.3875	264.93	0.0000
A*B	8	10.0689	1.25861	19.18	0.0000
RESIDUAL	45	2.95343	0.06563		
TOTAL	59	90.1561			

Magnésio de troca

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 28/09/2009, 11:33:30

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MAGNESIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	1.92459	0.96229	209.32	0.0000
DOSE (B)	4	0.64527	0.16132	35.09	0.0000
A*B	8	1.00780	0.12597	27.40	0.0000
RESIDUAL	45	0.20688	0.00460		
TOTAL	59	3.78453			

Potássio de troca

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 28/09/2009, 11:33:54

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	9.57048	4.78524	1413.93	0.0000
DOSE (B)	4	4.29575	1.07394	317.32	0.0000
A*B	8	7.86937	0.98367	290.65	0.0000
RESIDUAL	45	0.15230	0.00338		
TOTAL	59	21.8879			

Sódio de troca

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 28/09/2009, 11:34:37

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SODIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	0.07369	0.03684	9.24	0.0004
DOSE (B)	4	0.04218	0.01054	2.64	0.0457
A*B	8	0.06440	0.00805	2.02	0.0657
RESIDUAL	45	0.17945	0.00399		
TOTAL	59	0.35971			

Soma das Bases de Troca

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 19/10/2009, 11:04:33

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SOMABASES

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	9.34900	4.67450	54.64	0.0000
DOSE (B)	4	127.382	31.8454	372.22	0.0000
A*B	8	6.81933	0.85242	9.96	0.0000
RESIDUAL	45	3.85000	0.08556		
TOTAL	59	147.400			

Fósforo extraível

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 28/09/2009, 11:39:31

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FOSFOROER

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	26731.9	13365.9	367.65	0.0000
DOSE (B)	4	12179.8	3044.96	83.75	0.0000
A*B	8	24023.3	3002.91	82.60	0.0000
RESIDUAL	45	1636.00	36.3556		
TOTAL	59	64571.0			

Potássio extraível

STATISTIX 7.0

LITÓLICO, 28/09/2009, 11:41:09

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIOE

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	1057252	528626	1367.59	0.0000
DOSE (B)	4	379481	94870.3	245.44	0.0000
A*B	8	762689	95336.1	246.64	0.0000
RESIDUAL	45	17394.3	386.539		
TOTAL	59	2216816			

Quadro 2 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada às bases de troca e fósforo e potássio extraíveis do solo Podzolizado no ensaio de incubação.

Cálcio de troca

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:44:35

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	10.5690	5.28448	28.90	0.0000
DOSE (B)	4	88.2464	22.0616	120.66	0.0000
A*B	8	12.0305	1.50381	8.22	0.0000
RESIDUAL	45	8.22786	0.18284		
TOTAL	59	119.074			

Magnésio de troca

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:45:08

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MAGNESIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	2.57997	1.28998	487.81	0.0000
DOSE (B)	4	1.54158	0.38540	145.74	0.0000
A*B	8	1.77242	0.22155	83.78	0.0000
RESIDUAL	45	0.11900	0.00264		
TOTAL	59	6.01297			

Potássio de troca

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:45:49

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	18.5568	9.27841	2484.32	0.0000
DOSE (B)	4	6.19506	1.54877	414.69	0.0000
A*B	8	12.6936	1.58670	424.84	0.0000
RESIDUAL	45	0.16807	0.00373		
TOTAL	59	37.6135			

Sódio de troca

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:46:41

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SODIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	0.05796	0.02898	21.54	0.0000
DOSE (B)	4	0.00755	0.00189	1.40	0.2483
A*B	8	0.02732	0.00342	2.54	0.0226
RESIDUAL	45	0.06054	0.00135		
TOTAL	59	0.15337			

Soma das Bases de Troca

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:47:15

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FOSFOROER

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	155883	77941.6	793.53	0.0000
DOSE (B)	4	56574.6	14143.6	144.00	0.0000
A*B	8	105380	13172.5	134.11	0.0000
RESIDUAL	45	4419.95	98.2212		
TOTAL	59	322258			

Fósforo extraível

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:47:15

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FOSFOROER

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	155883	77941.6	793.53	0.0000
DOSE (B)	4	56574.6	14143.6	144.00	0.0000
A*B	8	105380	13172.5	134.11	0.0000
RESIDUAL	45	4419.95	98.2212		
TOTAL	59	322258			

Potássio extraível

STATISTIX 7.0

PODZOLIZADO, 28/09/2009, 11:47:49

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIOE

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
CORRECTIV (A)	2	1479971	739986	3348.96	0.0000
DOSE (B)	4	435487	108872	492.72	0.0000
A*B	8	888814	111102	502.81	0.0000
RESIDUAL	45	9943.18	220.960		
TOTAL	59	2814216			

ANEXO 8

Quadro 1 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada à produção de biomassa de milho no ensaio de vegetação.

Matéria verde

STATISTIX 7.0 EXPORTAÇÃO MILHO, 28/09/2009, 15:21:41

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR BIOMASSA					
SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	48212.4	6887.49	91.35	0.0000
RESIDUAL	24	1809.45	75.3940		
TOTAL	31	50021.9			

Matéria seca

STATISTIX 7.0 EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 14:40:56

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR BIOMASSAMS					
SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	2268.83	324.119	118.55	0.0000
RESIDUAL	24	65.6150	2.73396		
TOTAL	31	2334.45			

Quadro 2 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada à concentração dos elementos na biomassa de milho no ensaio de vegetação.

Azoto

STATISTIX 7.0 CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 15:23:56

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR AZOTO					
SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	165.960	23.7085	36.10	0.0000
RESIDUAL	24	15.7625	0.65677		
TOTAL	31	181.722			

Fósforo

STATISTIX 7.0 CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 15:24:26

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FOSFORO					
SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	2.40660	0.34380	2.95	0.0223
RESIDUAL	24	2.79797	0.11658		
TOTAL	31	5.20457			

Potássio

STATISTIX 7.0 CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 15:25:07

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIO					
SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	1027.14	146.734	34.49	0.0000
RESIDUAL	24	102.099	4.25414		
TOTAL	31	1129.24			

Cálcio

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 14/10/2009, 13:13:25

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	4.35085	0.62155	18.49	0.0000
RESIDUAL	24	0.80693	0.03362		
TOTAL	31	5.15777			

Magnésio

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 19:37:26

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MAGNESIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	3.26640	0.46663	3.16	0.0164
RESIDUAL	24	3.54887	0.14787		
TOTAL	31	6.81527			

Sódio

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 19:38:06

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SODIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	1812.47	258.924	2.55	0.0408
RESIDUAL	24	2434.25	101.427		
TOTAL	31	4246.72			

Ferro

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 19:39:31

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FERRO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	4116.39	588.056	2.99	0.0211
RESIDUAL	24	4727.74	196.989		
TOTAL	31	8844.13			

Manganês

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 19:40:09

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MANGANES

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	5833.59	833.370	5.37	0.0008
RESIDUAL	24	3724.81	155.201		
TOTAL	31	9558.40			

Cobre

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 19:41:14

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR COBRE

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	98.0700	14.0100	8.18	0.0000
RESIDUAL	24	41.0850	1.71188		
TOTAL	31	139.155			

Zinco

STATISTIX 7.0

CONCENTRAÇÃO, 09/10/2009, 19:41:51

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR ZINCO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	1465.22	209.317	17.54	0.0000
RESIDUAL	24	286.427	11.9345		
TOTAL	31	1751.64			

Quadro 3 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada aos elementos exportados pela biomassa de milho no ensaio de vegetação.

Azoto

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 15:14:57

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR AZOTO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	44274.9	6324.99	7.83	0.0001
RESIDUAL	24	19390.6	807.940		
TOTAL	31	63665.5			

Fósforo

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 15:16:48

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FOSFORO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	17800.3	2542.91	8.94	0.0000
RESIDUAL	24	6827.89	284.496		
TOTAL	31	24628.2			

Potássio

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 15:17:49

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	2266896	323842	40.68	0.0000
RESIDUAL	24	191044	7960.19		
TOTAL	31	2457941			

Cálcio

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 14/10/2009, 13:07:29

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	18625.2	2660.74	42.64	0.0000
RESIDUAL	24	1497.48	62.3949		
TOTAL	31	20122.7			

Magnésio

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 19:25:08

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MAGNESIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	4040.02	577.146	2.34	0.0568
RESIDUAL	24	5917.75	246.573		
TOTAL	31	9957.77			

Sódio

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 19:25:47

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SODIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	3.71125	0.53018	2.90	0.0242
RESIDUAL	24	4.39353	0.18306		
TOTAL	31	8.10477			

Ferro

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 19:27:02

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FERRO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	5.52970	0.78996	2.59	0.0385
RESIDUAL	24	7.31465	0.30478		
TOTAL	31	12.8444			

Manganês

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 19:27:58

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MANGANES

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	13.6497	1.94996	5.50	0.0007
RESIDUAL	24	8.50340	0.35431		
TOTAL	31	22.1531			

Cobre

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 19:28:54

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR COBRE

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	0.31735	0.04534	9.80	0.0000
RESIDUAL	24	0.11100	0.00463		
TOTAL	31	0.42835			

Zinco

STATISTIX 7.0

EXPORTAÇÃO MILHO, 09/10/2009, 19:30:12

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR ZINCO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	0.97965	0.13995	8.20	0.0000
RESIDUAL	24	0.40975	0.01707		
TOTAL	31	1.38940			

Quadro 4 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada às análises químicas das terras do ensaio de vegetação.

pH

STATISTIX 7.0

PH MILHO, 28/09/2009, 16:07:49

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR PH

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)	7	2.84335	0.40619	79.18	0.0000
RESIDUAL	24	0.12313	0.00513		
TOTAL	31	2.96647			

Cálcio de troca

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:49:03

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CALCIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	67.1000	9.58571	275.43	0.0000
RESIDUAL	24	0.83525	0.03480		
TOTAL	31	67.9352			

Magnésio de troca

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:51:15

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MAGNESIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	36.0866	5.15523	1255.82	0.0000
RESIDUAL	24	0.09852	0.00411		
TOTAL	31	36.1851			

Potássio de troca

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:51:48

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	1.68692	0.24099	325.08	0.0000
RESIDUAL	24	0.01779	7.413E-04		
TOTAL	31	1.70471			

Sódio de troca

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:52:23

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SODIO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	0.08318	0.01188	54.50	0.0000
RESIDUAL	24	0.00523	2.180E-04		
TOTAL	31	0.08842			

Soma das Bases de Troca

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 10/11/2009, 12:40:20 PM

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR SBASES

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	214.529	30.6470	742.84	0.0000
RESIDUAL	24	0.99016	0.04126		
TOTAL	31	215.519			

Fósforo extraível

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:53:06

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FOSFOROER

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	62600.8	8942.98	68.17	0.0000
RESIDUAL	24	3148.32	131.180		
TOTAL	31	65749.1			

Potássio extraível

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:54:10

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR POTASSIOE

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	236610	33801.4	253.93	0.0000
RESIDUAL	24	3194.76	133.115		
TOTAL	31	239805			

Ferro extraível

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:55:49

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR FERRO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	819.195	117.028	16.59	0.0000
RESIDUAL	24	169.345	7.05604		
TOTAL	31	988.540			

Manganês extraível

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:56:19

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MANGANES

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	363.929	51.9898	14.08	0.0000
RESIDUAL	24	88.6100	3.69208		
TOTAL	31	452.539			

Cobre extraível

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:56:53

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR COBRE

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	7.98969	1.14138	11.79	0.0000
RESIDUAL	24	2.32250	0.09677		
TOTAL	31	10.3122			

Zinco extraível

STATISTIX 7.0

ANÁLISES DE TERRAS M..., 28/09/2009, 15:57:22

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR ZINCO

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALI (A)	7	4.76000	0.68000	22.20	0.0000
RESIDUAL	24	0.73500	0.03063		
TOTAL	31	5.49500			

Quadro 5 – Resultados da análise de variância (ANOVA) realizada às relações Ca/Mg, Ca/ST, Mg/ST, K/ST e Na/ST do ensaio de vegetação.

Razão Ca/Mg

STATISTIX 7.0 RAZÃO CAMG KSBT NASBT, 17/12/2009, 13:21:14

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CA_MG

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)	7	805.445	115.064	305.10	0.0000
RESIDUAL	24	9.05127	0.37714		
TOTAL	31	814.496			

Razão Ca/ST

STATISTIX 7.0 RAZÃO CAMG KSBT NASBT, 17/10/2009, 18:15:40

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR CA_ST

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)	7	0.64497	0.09214	752.98	0.0000
RESIDUAL	24	0.00294	1.224E-04		
TOTAL	31	0.64790			

Razão Mg/ST

STATISTIX 7.0 RAZÃO CAMG KSBT NASBT, 17/10/2009, 18:19:22

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR MG_ST

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)	7	0.57576	0.08225	729.68	0.0000
RESIDUAL	24	0.00271	1.127E-04		
TOTAL	31	0.57847			

Razão K/ST

STATISTIX 7.0 RAZÃO CAMG KSBT NASBT, 17/10/2009, 13:21:43

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR K_ST

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)	7	0.02299	0.00328	187.12	0.0000
RESIDUAL	24	4.213E-04	1.755E-05		
TOTAL	31	0.02341			

Razão Na/ST

STATISTIX 7.0 RAZÃO CAMG KSBT NASBT, 17/10/2009, 13:22:30

ANALYSIS OF VARIANCE TABLE FOR NA_ST

SOURCE	DF	SS	MS	F	P
MODALIDAD (A)	7	9.933E-04	1.419E-04	15.10	0.0000
RESIDUAL	24	2.255E-04	9.394E-06		
TOTAL	31	0.00122			